

Helge Brattebø (red.)

Kompendium

TVM4101 BM2 Vann- og miljøteknikk

Trondheim, 10. januar 2013



NTNU Gløshaugen sett fra Kristiansten festning (foto: Helge Brattebø)

Helge Brattebø (red.)

**Kompendium
TVM4101 BM2 Vann- og miljøteknikk**

Trondheim, 10. januar 2013

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi
Institutt for vann- og miljøteknikk



Forord

Dette kompendiet er skrevet for bruk i emnet TVM 4101 BM2 Vann- og miljøteknikk, som undervises i andre semester på Studieprogram for bygg- og miljøteknikk, Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi, NTNU. Læringsmålet i emnet er at det skal gi anvendbar kunnskap og oversikt over bygningsingeniørenes arbeidsområde, samt et grunnlag for senere valg av studieretning. Læringsmål er vedtatt med hensyn til kunnskaper, ferdigheter og generell kompetanse.

Kandidaten skal ha kunnskap om hovedutfordringene innen feltet vann- og miljøteknikk, prinsippene for hvordan utføre miljøanalyse av tekniske systemer, som del av bærekraftvurderinger, og strategier og løsninger innen tekniske systemer for vassdrag og vannkraft, vannforsyning og avløp. Med hensyn på ferdigheter skal kandidaten kunne skissere teknisk oppbygging av vann- og miljøtekniske anlegg (for vannkraft, vannforsyning og avløp), forklare enkle sammenhenger og utføre enkle beregninger for elementer i slike anlegg, tolke enkle miljøanalyser utført for tekniske systemer, med basis i bruk av indikatorer for bærekraft og bruk av livsløpsanalyse (LCA). Når det gjelder generell kompetanse, er målet at kandidaten kan forstå betydningen av miljøhensyn innen BM-feltet og hvordan man kan arbeide med dette i retning bærekraftig infrastruktur, forstå viktigheten av effektiv og rettferdig fordeling av oppgaver innad i en arbeidsgruppe, og utarbeide gode faglige rapporter etter standarder for utforming og kildehenvisninger.

Dette kompendiet inneholder en samling av forelesningsnotater som lærerne i faget har utarbeidet i løpet av de siste årene, spesielt tilpasset læringsmålene ovenfor. Notatene er nummerert slik at de representerer tema som foreleses i løpet av semesteret, i løpende rekkefølge. Utover dette vil det kunne forekomme tema av gjesteforelesere utenfra NTNU hvor der ikke finnes notater, men kun powerpoint-presentasjoner fra forelesningene. Disse er ikke med i dette kompendiet. Det er også et par andre notater som ikke er redigert inn i malen for dette kompendiet.

Undertegnede har hatt ansvaret for å redigere tekster fra ulike medforfattere. Jeg vil med dette rette en stor takk til alle som har bidratt. Selv har jeg fra 01.01.2013 fått min stilling overflyttet til Institutt for energi og prosessteknikk, og overlater ansvaret som fagkoordinator i BM2 til professor Stein Wold Østerhus.

Trondheim, 10. januar 2013



Professor Helge Brattebø
NTNU

Medfatttere

Følgende personer er medfatttere til kompendiet:

- Knut Alfredsen, professor, Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU
- Helge Brattebø, professor, Institutt for energi og prosessteknikk, NTNU
- Ånund Killingtveit, professor, Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU
- Leif Lia, professor, Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU
- Marte Reenaas, Siv.ing. i Rambøll Trondheim
- Sveinung Sægrov, professor, Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU
- Sveinn T. Thorolfsson, førsteamanuensis, Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU
- Stein W. Østerhus, professor, Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU

Innholdsliste

Kompendiet består av fire deler, med følgende notater i kronologisk rekkefølge.

Del A: Hovedutfordringer innen miljøområdet, og prinsipper for bærekraftanalyse

- Notat 1: Helge Brattebø: Miljøutfordringer, miljøpolitikk og viktige miljøteknologiske strategier
- Notat 2: Helge Brattebø: Bærekraft og bærekraftvurderinger – spesielt rettet mot byggenæringens områder
- Notat 3: Ånund Killingtveit: Introduksjon til vannutfordringene fra et vannressursperspektiv

Del B: Vannkraft og vassdrag

- Notat 4: Ånund Killingtveit og Knut Alfredsen: Generell hydrologi
- Notat 5: Ånund Killingtveit og Leif Lia: Vannkraft og energiproduksjon
- Notat 6: Ånund Killingtveit og Leif Lia: Vassdragsregulering – tekniske løsninger, regulering og magasiner
- Notat 7: Ånund Killingtveit: Flom og flomskader i vassdrag

Del C: Vannforsyning og avløp

- Notat 8: Sveinn T. Thorolfsson: VA-systemenes oppbygging, elementer og funksjon – Med eksempler fra Trondheim
- Notat 9: Sveinn T. Thorolfsson: Vannmengder for vannforsyning og avløp – Vannforbruk og variasjoner i forbruket.
- Notat 10: Stein W. Østerhus: Vannkvalitet og forurensninger i vann
- Notat 11: Sveinung Sægrov: Drift, vedlikehold og fornyelse av ledningssystemet for vann og avløp
- Notat 12: Stein W. Østerhus: Vannbehandling – Drikkevann
- Notat 13: Stein W. Østerhus: Avløpsbehandling

Del D: Livsløpsanalyse

- Notat 14: Helge Brattebø: Livsløpsanalyse (LCA) – Prinsipper og metodikk for miljøvurderinger
- Notat 15: Helge Brattebø og Marte Reenaas: Livsløpsanalyse – Eksempel avfall og fjernvarme
- Notat 16: Helge Brattebø: Livsløpsanalyse – Eksempel vegbroer



Forelesningsnotat Nr. 1 - Professor Helge Brattebø

Miljøutfordringer, miljøpolitikk og viktige miljøteknologiske strategier

OM MILJØ OG MILJØUTFORDRINGER

Det går vel knapt en dag uten at viktige miljøproblemer debatteres i media, og dette gjennomsyrer også en rekke fag i skolen. Man får inntrykk av at miljø nærmest er ensbetydende med klima, og bruken av fossilt brensel, men miljøutfordringene går jo så langt utover dette.

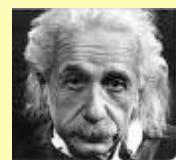
Det er nå så mange forståelser av miljø at det neppe er mulig å definere ordet på en entydig måte. Tidlig på 1990-tallet, da jeg koordinerte NTNUs første strategiprosjekt innen teknisk miljøvitenskap, kontaktet jeg en rekke professorer for å få deres synspunkt på miljø og miljøundervisning. To av disse var kjappe med å replisere at jeg måtte komme på deres kontor på flekken. De hadde åpenbart sterke meninger om saken og ville drøfte dette mer grundig, over bordet. Den ene, som var arkitektprofessor, fortalte at i de kretser definerte man miljø som våre omgivelser, og dermed var alle aspekter ved våre omgivelser å se på som miljørelaterte. Jeg gikk derfra "like klok", men mente vel fortsatt at miljø forstår jeg først og fremst som naturmiljøet rundt oss. Den andre, en professor i teknisk kybernetikk, svarte bryskt at jeg måtte se til å få med meg teknologiens rolle som løser av, ikke bare skaper av, miljøproblemer. Det var jeg selv sagt enig i, selv om han var snevert fokusert på mulighetene innen reguleringsteknikk enn det jeg hadde idé om at eksisterte.

Selv etter mer enn 30 års arbeid med miljøteknologi, innen undervisning, forskning og rådgivende virksomhet, tror jeg ikke jeg er i stand til å definere miljø på en god måte, og heller ikke til å redegjøre for miljøutfordringene på en kortfattet og presis måte (noe jeg kanskje burde kunne i et kort forelesningsnotat

som her...?). Dette fordi feltet er så omfattende og tverrfaglig, og det fornyer seg så raskt at det er svært krevende å holde god oversikt. Derimot kan jeg prøve å trekke frem noe av det som jeg selv oppfatter som sentralt, og jeg kan vise til noen "autoritative" kilder, dvs. kilder med autoritet som vi bør lytte til.

EN SAK BØR VURDERES FRA MER ENN ÉN SIDE!

Dette er en viktig huskeregel, og spesielt på miljøområdet, fordi kompleksiteten i dagens systemer og samfunn er så stor at vi er nødt til å forenkle, og ofte overforenkler vi og makter ikke å se saken fra mer enn én side (ofte fra «vår» side).



En historie forteller om en gang da Marilyn Monroe hadde Albert Einstein til bord ved en middag. Hun pratet ustanselig i vei, og med et fikk hun en innskytelse, og sa med stor iver:

- Tenk Albert, tenk om vi to fikk et barn sammen – min skjønnet og din intelligens!
- Albert så ettertenksomt på henne, og svarte tørt:
- Nåja, tenk om det ble motsatt, hvilket jo er like sannsynlig!

Formålet med dette notatet er å gi en introduksjon til viktige miljøutfordringer og de tilhørende miljøpolitiske og miljøteknologiske strategier.

Du skal ha lært:

- Viktige miljøpolitiske prinsipper
- Miljøpolitiske mål på felter relevante for BM-området
- Hvordan definere og forstå utviklingen av miljøteknologiske strategier over tid

Miljø = våre omgivelser, eller naturmiljøet som omgir oss?

Teknologiens rolle som løser av miljøproblemer, og ikke bare som skaper av miljøproblemer.

Fra naturvern til bærekraftig utvikling:

- Hensynet til kommende generasjoner
- Miljømessig, økonomisk og sosial bærekraft som premiss

NOEN SENTRALE MILJØUTFORDRINGER

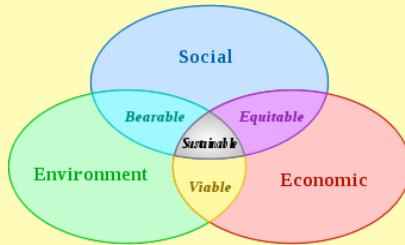
Synet på miljøutfordringene har endret seg mye de siste femti årene, og vil helt sikkert fortsette å gjøre det.

Frem til ut på 1960-tallet var miljøvern nesten ensbetydende med naturvern. Så fikk man kraftig øynene opp for de økende problemene knyttet til befolkningsvekst og forurensning, og miljøproblematikken ble etterhvert mest fokusert på skadene som forurensninger til luft, vann og jord har på naturmiljø og helse, og ikke minst hvordan man kunne redusere slike skadelige utslipp. På 1980-tallet, parallelt med den kraftig økende globaliseringen innen produksjon og varehandel, samt tiltakende forskjeller i levestandard Nord-Sør, fikk miljø en utvidet forståelse, blant annet gjennom Brundtlandkommisjonens arbeid og rapport «Vår felles framtid».



BRUNDTLANDKOMMISJONEN (1987) MED SINE TO HOVEDPOENG:

- Bærekraftig utvikling er definert som en samfunnsutvikling som imøtekommer dagens behov uten å forringe mulighetene for kommende generasjoner til å få dekket sine behov.
- Bærekraftig utvikling forutsetter at man både vektlegger miljømessige, økonomiske og sosiale forhold som premiss.



En god teknisk løsning må dermed oppfylle gitte krav til miljømessig, økonomisk og sosial kvalitet.

Litt forenklet kan vi dermed si at bærekraftige (eller bæredyktige) løsninger i et system har vi når disse oppfyller definerte kriterier til miljømessig, økonomisk og sosial kvalitet, og en tilstrekkelig god utvikling av disse over tid. Det må altså kunne stilles konkrete krav til kvalitet, og den faktiske kvaliteten for en aktuell løsning må kunne måles (kvantitativt eller kvalitativt) og vurderes opp mot de

aktuelle kravene, eksempelvis ved vurdering av:

- Miljømessig kvalitet i form av omfanget av forbruk av ikke-fornybare ressurser og utslipp av forurensende og giftige stoffer, med påfølgende sannsynlig miljøpåvirkning
- Økonomisk kvalitet i form av løsningens sannsynlige totale kostnader, eventuelt livsløpskostnader i form av netto nåverdi
- Sosial kvalitet i form av løsningens sannsynlige påvirkning av sosiale forhold i befolkningen som blir berørt

Slike kvalitetsvurderinger er krevende, både fordi det ofte ikke er mulig å konkretisere kravene til kvalitet, fordi det kan være vanskelig å beregne med god presisjon den faktiske kvaliteten for ulike indikatorer (eksempelvis for typer av miljøpåvirkning) som er viktig for systemet, og ikke minst fordi det sjeldent finnes en klar fasit for hvordan man skal vektne ulike faktorer opp mot hverandre (eksempelvis miljømessige, mot økonomiske og sosiale).

Miljøutfordringene representerer altså bare en del av bredden i bærekraftutfordringene vi står overfor. Derimot er jo miljøutfordringene også brede nok i seg selv, og følgende seks helt ulike typer miljøpåvirkning illustrerer godt dette:

- Lokal luftforurensning fra vegtrafikk i en by (utslipps av gasser og partikler fra eksos og asfalslitasje)
- Lokal og regional vannforurensning i et vassdrag eller en fjord (avrenning av organisk stoff og næringsstoffer fra jordbruk, og utslipp fra industri og byer/tettbyggelse)
- Global forurensning av atmosfære og ozonlag (utslipps av klimagasser og KFK-gasser)
- Toksisk forurensning på mennesker, planter og dyr (utslipps av giftige stoffer)
- Redusert biologisk mangfold lokalt eller regionalt (eksempelvis grunnet naturinngrep i habitat for truede arter)
- Utarming av ikke-fornybare ressurser (eksempelvis grus lokalt/regionalt og fossile brensljer og metaller (som Cu og Pt) globalt)

Vi ser at miljøproblemene spenner fra lokale til globale problemer, fra ressursproblemer til recipientproblemer, samt toksisitetsproblemer for mennesker og økosystemer og habitatsproblemer for fugler og dyr.

Det er ikke mulig å gi et entydig svar på hva som er de viktigste miljøutfordringene, fordi dette er så avhengig av ståsted og kontekst (Industrieland/Utviklingsland; Sektor/Bedrift/Kommune/Innbygger). Vi kan likevel skissere noen opplagt sentrale miljøutfordringer, som også synes å være svært krevende å takle på en god måte, og som jeg har trukket frem fordi

Noen sentrale miljøutfordringer for BM-ingeniøren:

- energi og klima
- materialforbruk og avfallsmengde
- vannforurensning og vannforbruk
- kjemikalier
- byenes miljøproblemer
- miljø- og levedyktige bygninger og infrastruktur

de også er svært relevante for BM-ingeniørene (Bygg og Miljø) sitt arbeidsområde og kompetansefelt:

- Økende energiforbruk, spesielt fra fossile kilder, med globale klimaendringer og langtransporterte forurensninger
- Økende materielt forbruk og dermed også avfallsgenerering
- Økende vannforurensning og vannforbruk, med påfølgende press på vannressurser
- Økende bruk av kjemikalier, med påfølgende toksisk effekt på mennesker og miljø
- Økende forurensning i og fra byer, og sterkt økende urbanisering globalt, med påfølgende press på mennesker og miljø
- Miljø- og levedyktige bygninger og infrastruktur

Denne listen kunne sikkert se annerledes ut om den var skrevet av en annen ekspert.

En BM-ingeniør må altså ha kunnskap om hva som skaper vesentlige bidrag til slik problematikk, fra et gitt teknisk system, dvs hvilke problemer som skapes og hvor i systemet disse forårsakes. I tillegg må BM-ingeniøren ha kompetanse til å foreslå nye løsninger, som er bedre enn de gamle og som reduserer (minimerer) miljøproblemene. Og til sist, siden noen miljøproblemer ikke er til å unngå, må BM-ingeniøren også vite hvordan man best kan tilpasse seg fremtidige miljøendringer som ikke er til å unngå. Langsiktig klimatilpasning av den tekniske infrastrukturen i våre byer er et eksempel på dette.

MILJØPOLITIKK

Miljøpolitikken fastlegges av myndighetene i Norge (hovedsakelig på nasjonalt nivå), i samarbeid med en rekke internasjonale eller overnasjonale organer, deriblant EU. Den norske miljøpolitikken er derfor i stor grad koordinert med andre lands miljøpolitikk. Siden det er Stortinget som er det lovgivende organ i Norge, er det Stortinget som vedtar lovene på miljøområdet, og som dermed setter de juridiske rammene for miljøpolitikken. På samme måte vedtar Stortinget statsbudsjettet, og setter dermed også de økonomiske rammene for miljøpolitikken, etter forslag fra Regjeringen. Videre er det Regjeringen, med sine departementer, som har det utøvende ansvaret, dvs at miljøpolitikken settes ut i livet i tråd med Stortings intensjoner. Tilsvarende er det domstolene som har myndighet til å dømme i saker om hva som er lovlig og ulovlig på miljøområdet.

I praksis er miljøpolitikken i dag i stor grad integrert i annen politikk. Det er derfor ikke kun Miljøverndepartementet som har det utøvende ansvaret for miljøpolitikken, siden de andre

Miljøpolitikken er:

- sterkt påvirket av internasjonalt samarbeid
- integrert i annen politikk og et ansvar hos alle departement
- basert på proposisjoner og meldinger fra Regjering til Storting
- som grunnlag for lover, forskrifter og veiledninger

«fagdepartementene» har det reelle ansvaret for at miljøhensyn blir en integrert del av deres politikk, og deres planer og prioriteringer.

KILDER OM MILJØINFORMASJON OG MILJØPOLITIKK

I stedet for å sammenfatte en mengde informasjon om miljøspørsmål - og den aktuelle miljøpolitikken for å møte disse miljøutfordringene - velger jeg å oppgi kilder til noen få, men gode og autoritative nettsteder.

Informasjon om miljøet i Norge:

- Miljøstatus i Norge: www.miljostatus.no
- Statistisk sentralbyrå: www.ssb.no
- Naturressurser og Miljø 2008: http://www.ssb.no/emner/01/sa_nrm/

Informasjon om miljøpolitikk:

- Miljøverndepartementet: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/med.html?id=668>
- Nettsted for norske lover <http://www.lovdata.no/>
- EUs miljøpolitikk: http://ec.europa.eu/environment/policy_en.htm

Legg blant annet merke til temalisten på SSB sine sider, og temalisten og hurtigvalglisten på MD sine sider. Her finner du også mange gode lenker til internasjonalt miljøsamarbeid og de internasjonale klimaforhandlingene. Se også lenkene til etatene som sorterer inn under MD.

Videre, se også på lenken Dokumenter, med Meldinger til Stortinget, som ligger på MD sitt nettsted.

Eksempelvis har Samferdselsdepartementet ansvaret for at miljøpolitikk blir en tilstrekkelig prioritert del av planer og vedtak innen samferdselssektoren, på samme måte som Kommunal- og regionaldepartementet har ansvar for miljøhensyn i kommunal og regional utvikling, og Olje- og energidepartementet innen deres faglige ansvarsområder.

Miljøverndepartementet har hovedansvaret for å ivareta helheten i regjeringens miljøpolitikk. For å nå målet om en bærekraftig utvikling må miljøhensyn integreres i alle deler av samfunnet. Ved siden av å initiere, utvikle og gjennomføre egne tiltak gjennom egne virkemidler, er MD en pådriver og koordinator ovenfor andre sektormyndigheter og skal sørge for resultatoppfølging av miljøpolitikken i alle deler av samfunnet. Miljøvernforvaltningen har også ansvaret for å sikre at det

internasjonale miljøvernsamarbeidet bygges ut og styrkes.

DOKUMENTER I MILJØPOLITIKKEN

Miljøpolitikken blir utviklet og konkretisert ved at Regjeringen fremmer proposisjoner og meldinger for Stortinget. Utkast lages av departementene. Dokumentene behandles deretter av Kongen i statsråd før de sendes til Stortinget for behandling. Proposisjoner brukes når Regjeringen foreslår at Stortinget treffer vedtak. Det kan gjelde forslag knyttet til nye eller endrede lover, forslag til statsbudsjett eller endringer i dette samt andre vedtak. Meldinger brukes når Regjeringen vil presentere saker for Stortinget uten at de er knyttet til forslag til vedtak. Meldingene har ofte karakter av å være en rapport til Stortinget om et arbeid som er gjort på et spesielt felt, eller drøfting av framtidig politikk. Meldingene, og behandlingen i Stortinget danner ofte grunnlaget for en senere proposisjon. I tillegg utarbeider departementene forskrifter, rundskriv og veiledninger.

Nedenfor er listet opp noen av de senere års stortingsmeldinger på miljøområdet:

- St.meld. nr. 26 (2006-2007): Riks miljøpolitikk og rikets miljøtilstand
- St.meld. nr. 34 (2006-2007): Norsk klimapolitikk
- St.meld. nr. 14 (2006-2007): Sammen for et giftfritt miljø - forutsetninger for en tryggere fremtid
- St.meld. nr. 8 (2005-2006): Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)

Her er noen av de sentrale lovene på miljøområdet:

- Forurensningsloven
- Plan- og bygningsloven
- Arbeidsmiljøloven
- Produktkontrollloven
- Klimakovtloven
- Miljøinformasjonsloven
- Naturmangfoldloven
- Naturvernloven

Som et tillegg til lovene kommer også forskriftene, og de er mange. Eksempelvis har man Avfallsforskriften, som er hjemlet i Forurensningsloven, og som angir krav til håndtering av ulike typer avfall.

Som EØS-land må Norge også følge de ulike direktivene som EU vedtar. Et EU-direktiv

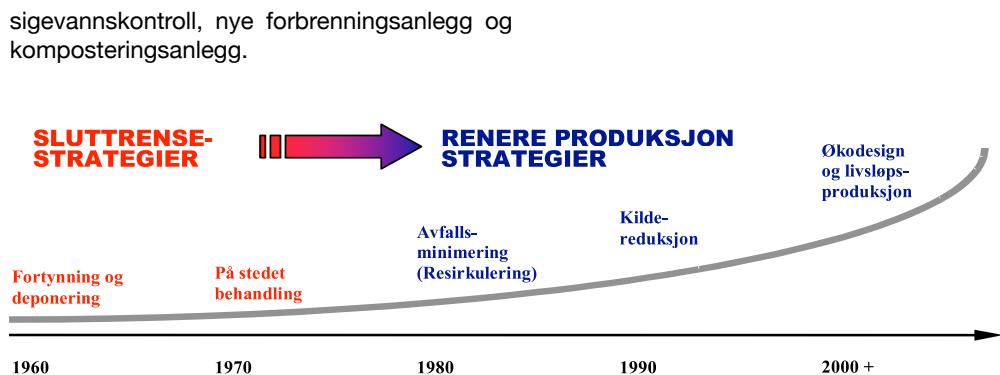
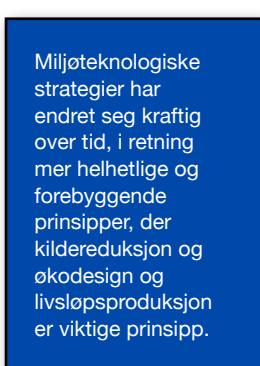
følges derfor opp med en mer konkretisert lovhemling i Norge, tilpasset norske forhold, og oftest i form av en norsk forskrift. Eksempler på EUs miljødirektiver som har stor relevans for BM-ingenører er det såkalte Bygningsenergidirektivet, Energimerke-direktivet, Vanndirektivet, Avfallsdirektivet.

I tillegg til internasjonalt miljøsamarbeid mer generelt, er Norge også part i en rekke internasjonale avtaler og konvensjoner på miljøområdet. Internasjonale avtaler omtales på forskjellige måter: Konvensjon brukes normalt om avtaler som et stort antall stater er part i. Overenskomst og avtale brukes om overenskomster av enhver art, viktige og mindre viktige, multilaterale eller bilaterale. Protokoll benyttes ofte om tilleggs- eller suppleringsoverenskomster til allerede inngåtte overenskomster. En god oversikt over internasjonale avtaler finnes på nettstedet www.miljostatus.no.

MILJØTEKNOLOGISKE STRATEGIER

Strategiene for hvordan miljøproblemer bør angripes og hvordan miljøtekniske løsninger bør utvikles har forandret seg enormt de siste 20 årene, og dette er selvsagt en følge av at man har fått bedre kunnskap om viktige sammenhenger (årsak – virkning) og at miljøproblemene har økt kraftig i omfang og i kompleksitet. Figur 1 viser at det har vært en utvikling i retning mer helhetlige og forebyggende miljøstrategier fra 1960-tallet og til i dag, der den stigende kurven illustrerer et økende omfang av helhetlig og forebyggende tenkning.

På 1960-tallet dominerte holdningen om at forurensninger kunne slippes ut og fortynnes i naturen eller deponeres på fyllplasser, og dette gjenspeilet gamle løsningsmønstre. Etter hvert som mange land på 1970-tallet fikk på plass miljøverndepartement og forurensningstilsyn, og det ble mer fokus på å redusere utslipp, supplerte man strategiene «fortynning og deponering» med «på stedet behandling» av avfall ogrensing før utslipp til naturen. De nye strategiene resulterte i en bølge av miljøtiltak og investeringer i renseanlegg for utslipp til luft og vann, eksempelvis gassrensing fra aluminiumsverk og avløpsrensning fra næringsmiddelindustri og fabrikker innen treforedling. På samme måte ble det investert store summer i rensing av kommunale avløpsutslipp, med en helt ny generasjon mer avanserte renseanlegg, spesielt i innlandet, for fjerning av organisk stoff og næringssalter (som uten rensing ga store problemer med algevekst, begroing og oksygensvikt i vassdragene). I tillegg ble det investert betydelig i nye behandlingsanlegg for fast avfall i kommuner og industribedrifter, eksempelvis nye kontrollerte fyllplasser med



Figur 1: Utviklingen av miljøteknologiske strategier siden 1960-tallet.

Som en konsekvens av de kraftig økende investeringene i såkalte «sluttrensestrategier» på 1970-tallet, og høye årlige kapital- og driftskostnader for disse anleggene, forsto man at det på lang sikt var klokere å utvikle mer forebyggende løsninger. Dette resulterte i såkalte «renere produksjon strategier» fra og med midten av 1980-tallet, stimulert av samme erfaring og tenkning i andre land, særlig i USA (cleaner production; pollution prevention; prevent rather than cure). Gjennomføring av tekniske miljøanalyser og tiltak for «avfallsminimering» ved resirkulering, renere teknologi og interne omlegginger i industriens produksjonsanlegg var viktige elementer i denne nye strategien. Målet var å bidra til mindre avfall og utslipp fra fabrikkene. Lite ble derimot gjort med befolkningens forbruksnivå, og også med produktenes utforming, sammensetning og egenskaper.

Ønsket om avfallsminimering ble ytterligere forsterket utover 1990-tallet, da det også ble gitt mer vekt på «kildereduksjon», som innebar at man forsøkte å redusere miljøproblemene ved å prioritere tiltak ved kilden, dvs. angripe årsakene til avfallsproduksjonen, enten det var i industribedrifter eller i husholdningene. Det viste seg svært vanskelig å oppnå reell kildereduksjon, i alle fall i husholdningene, fordi dette er så direkte knyttet til vår levestandard, forbruksatferd og økende konsum. Derimot førte den nye strategien til atskillig økt fokus på kildesortering av avfall i industribedrifter, hos byggenæringen og husholdningene, der avfallet heretter ble sortert ut i ulike fraksjoner (papir, plast, våtorganisk, metall, trevirke, osv.) i stedet for å kastes og behandles som en blandet avfallsstrøm. God kildesortering av avfall viste seg å bli en nødvendig betingelse for at man senere skulle lykkes med å gjenvinne materialressurser og energiressurser fra avfallet på en optimal måte. Fra midten av 1990-tallet har det derfor vært en stor endring innen hele avfallssektoren, med forlenget produsentansvar, kildesortering, separat

innsamling av ulike avfallsfraksjoner, og separat behandling og salg av avfallsråstoffer og avfallsenergi tilbake til det nasjonale og internasjonale material- og energimarkedet.

Siden år 2000 ser vi at en ny miljøstrategi tar mer og mer over, nemlig «økodesign og livsløpsproduksjon». Her tar designeren og konstruktøren i mye større grad enn før hensyn til hele livsløpet for produktet, enten det er snakk om emballasje, datamaskiner, elektriske artikler, batterier eller biler. Målet er å utforme produktet slik at det i alle ledd av produksjonsfasen, bruksfasen og avfallsfasen i sum belaster miljøet minst mulig. Dette innebærer særlig at man må unngå bruk av toksiske stoffer, som gir skadelige effekter under produksjon og bruk eller som fører til farlig avfall. Dernest må produktet være utformet slik at det i sum bidrar til minst mulig materialforbruk og energiforbruk, siden miljøpåvirkningen også er nært knyttet til omfanget av slike forbruk.

Denne nye strategien er nå i ferd med å få solid innpass i myndighetenes miljøpolitikk, i forskning og utvikling, og i den industrielle hverdagen. Strategien understøttes av et endret lovverk som i mye større grad enn før krever at produkter etter bruksfasen skal gjenvinnes, og at livsløpsvurderinger og livsløpskostnader benyttes. De samme strategiene innføres nå også for bygninger og infrastruktur. Poenget er at disse systemene (bygninger og infrastruktur) har så lange levetider, at det er ekstremt viktig å ta de gode beslutningene allerede i design- og konstruksjonsfasen, fordi dette vil påvirke forbruket av materialer og ikke minst energi i mange år fremover. Vi kommer tilbake til dette senere i kompendiet.

Selv om figur 1 viser at det har vært et skifte i miljøstrategi betyr ikke dette at teknologier for sluttrensing er uinteressante i dag og fremover. Det betyr bare at de nye strategiene og mer forebyggende løsninger er kommet i tillegg til de gamle. Analogien er helsepolitikken, der

alle i dag skjønner poenget at forebyggende helsearbeid bør gis første prioritet, men dette betyr jo ikke at man av den grunn slutter å behandle folk som er blitt syke. Tvert imot, behandlingsteknologiene utvikler seg mer og mer, og behandling har selvsagt prioritet når skaden først er skjedd. Det samme ser vi innen miljøpolitikken. Nye strategier og ny teknologi som er rettet mot å forebygge utslipps bør ha første prioritet, men når forurensninger likevel forekommer må renseteknologier anvendes så effektivt som mulig.

Noe av problemet med å ta de rette valgene innen miljøfeltet er at systemene er så komplekse. Verdikjedene er blitt globale, fordi mye av produksjonen foregår under helt andre himmelstrøk. Til og med enkelte deler av avfallsbehandlingen foregår i dag langt borte, eksempelvis i Kina, siden det eksporteres avfallsfraksjoner for videre bruk i andre land. Dessuten er mange av miljøproblemene i seg selv globale, og det er store tidsforsinkelser mellom årsak og virkning. I sum innebærer alt dette at miljøbeslutninger også krever en systemtilnærming og systemanalyse. Dette leder oss videre til behovet for fagfeltet industriell økologi, som vi introduserer mot slutten av dette notatet.

DEFINISJON AV MILJØTEKNOLOGI:

EU og OECD definerer begge miljøteknologi som følger:

«Med miljøteknologi forstås alle teknologier som direkte eller indirekte forbedrer miljøet. Det vil si både renseteknologier som begrenser forurensning, mer miljøvennlige produkter og produksjonsprosesser, mer effektiv ressurshåndtering og teknologiske systemer som reduserer miljøpåvirkningen. Med teknologi forstås både kunnskap og fysiske innretninger.»

Miljøteknologi defineres slik at det favner bredt, og i realiteten gir et miljøansvar til alle teknologiområder. Eksemplene som er gitt illustrerer vel også dette.

Som nevnt i starten av dette notatet kan vi fastslå at teknologi både kan være en årsak til miljøproblemer og gi mulige løsninger til miljøproblemer. Teknologi anvendt for å løse miljøproblemer, eller for å hindre eller redusere farene for at de oppstår, kaller vi miljøteknologi. Og dermed kan vi forstå miljøteknologiske strategier som de strategiske (mer langsiktige) løsningsmulighetene vi ønsker å benytte for å redusere miljøproblemene som vi forårsaker.

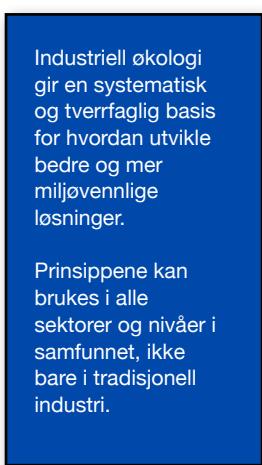
KLIF (tidligere SFT) utga i 2007 rapporten «Miljøteknologi - hvordan kan Norge bli et foregangsland?» Her vises det til at EU definerer miljøteknologi slik at nesten alle tiltak med miljøeffekt omfattes, det vil si både renseteknologi, forbedrede prosesser,

administrative rutiner eller mer miljøvennlige produkter. Siden Norge samarbeider tett med EU på området, har det ikke vært henstiktssmessig å velge en avvikende definisjon i Norge. Videre sier denne rapporten (sitat):

«For oss er miljøteknologi dermed tiltak som kan gi redusert forurensning eller annen miljøgevinst i Norge og i andre land. Samtidig har vi vektlagt tiltak som gir grunnlag for et bærekraftig næringsliv i Norge, som over tid gir god inntjening og stabile, attraktive arbeidsplasser. Særlig sentralt står ønsket om å finne og utnytte synergier mellom disse aspektene. Tilnærmingen er del av en internasjonal trend som har fått bred tilslutning. Med en så bred definisjon er det neppe grunnlag for å understøtte all miljøteknologi. I praksis må norske myndigheter velge innsatsområder, og tilgodese de sektorer og produktområder som har størst muligheter for å gi kommersiell suksess i Norge og/eller er politisk prioritert. Samtidig er det en forutsetning at teknologien bidrar til å løse prioriterte miljøproblemer på en kostnadseffektiv måte. Utvikling i relevant FoU vil også ha innvirkning på innsatsen. Norsk miljøteknologisatsing bør derfor avspeile prioriteringene i den til enhver tid gjeldende norske miljø- og næringspolitikken, sett i sammenheng med Norges komparative fortrinn. Her vil det også være behov for samordning av miljø- og næringspolitikken, og utøvelsen av disse.»

EKSEMPLER PÅ MILJØTEKNOLOGI:

- Separasjonsteknologi for å redusere mengden produsert vann ved olje-/gassutvinning.
- Membranteknologi og nanoteknologi til vannrennsning
- Sensorteknologi for overvåkning av miljøtilstanden i luft, jord og vann.
- Logistikksystemer for å redusere miljøbelastningen fra transport
- Miljøledelsessystemer for å styre og overvåke virksomhetens miljøstandard innen produktutvikling, innkjøp og driftsoppgaver.
- Substitusjon av farlige stoffer i produkters utvikling og forbedring.
- Materialteknologi som gjør produkter naturlig nedbrytbare eller fullstendig gjenvinnbare.
- Nanoteknologi for å bedre materialers isolasjonsevne.
- Restproduktteknikk for utnyttelse av avfallsstoffer, eksempelvis som tilsetningsstoffer i betong.



INDUSTRIELL ØKOLOGI

Fremveksten av det nye fagfeltet industriell økologi er en respons på utviklingen vi forklarte ovenfor. En mye brukt definisjon av industriell økologi er denne:

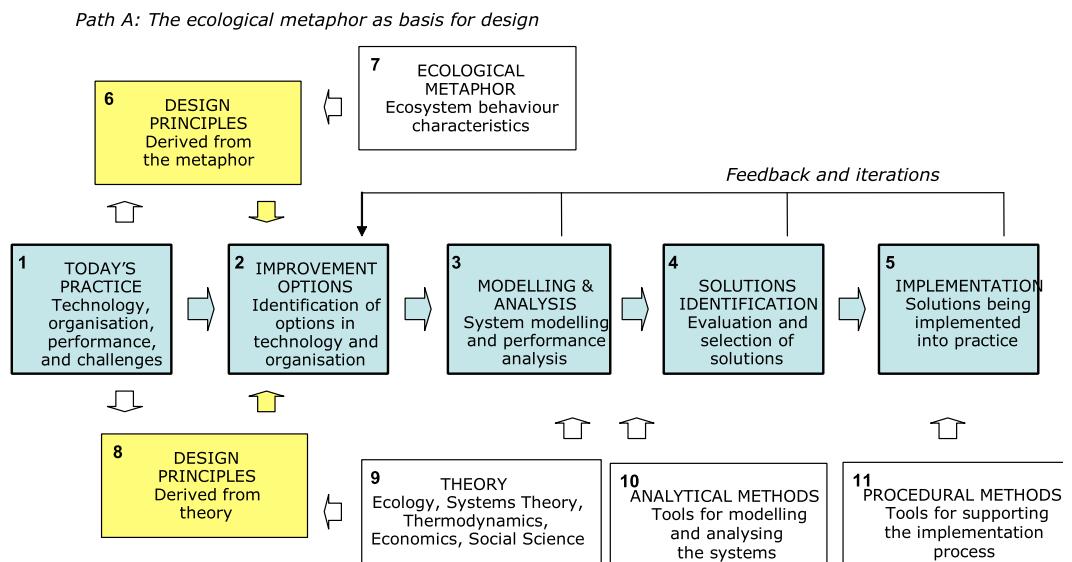
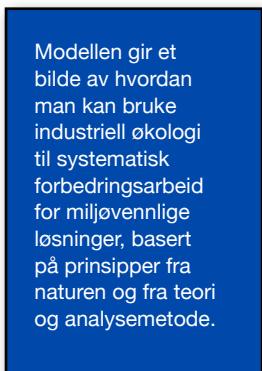
«Industrial ecology is the study of the flows of materials and energy in industrial and consumer activities, of the effect of these flows on the environment, and of the influence of economic, political, regulatory and social factors on the flow, use and transformation of resources. The objective of industrial ecology is to understand better how we can integrate environmental concerns into our economic activities. This integration, an ongoing process, is necessary if we are to address current and future environmental concerns.»

Dette innebærer at man ved hjelp av teori og metodikk fra industriell økologi kan studere material- og energistrømmer i industri og forbrukeraktiviteter, effektene av disse strømmene på miljøet, og hvordan ulike faktorer virker inn på dette. Teknologiske valg står her helt sentralt, fordi ressursomdanning, strømmer, produkter og utslipper en direkte konsekvens av hvilken teknologi som brukes. Feltet går vesentlig lenger enn å studere rent industrielle aktiviteter. Det er altså ikke kun industrien som er gjenstand for studier, men industrien og dens relasjon til resten av samfunnet og til miljø og omgivelser.

Industriell økologi er derfor basert på livsløpstenkning og vurderer material- og energistrømmer, miljøeffekter og faktorer som påvirker dette, over alle ledd i produktenes levetid.

Hensikten er å redusere miljøbelastningene og å maksimere ressursutnyttelsen. Industriell økologi er derfor også en ramme for hvordan man kan utforme de tekniske systemene i det industrielle samfunn som "levende systemer", som er i en god interaksjon med naturens systemer. Dette krever at man inntar et livsløpsperspektiv og gjør bruk av systemanalyse. Det er en betingelse at man vurderer produktenes materialstrømmer, energistrømmer og miljøbelastning over hele livsløpet fra vuggen (råvareuttag) til graven (avfallsdeponering).

Målet er å optimalisere hele systemet (kjeden) fremfor å suboptimalisere små deler av dette (f.eks. deler av produksjonen eller avfallshåndteringen alene). Industriell økologi er også et utpreget tverrfaglig felt fordi man ikke bare må utvikle gode tekniske løsninger, med naturfaglig input, men man må også forstå og arbeide med organisatoriske og kulturelle forhold, siden samhandling mellom flere sektorer, bedrifter og aktører er nødvendig.



Figur 2: En modell for bruk av industriell økologi for forbedring av tekniske systemer

Modellen i figur 2 viser hvordan fagfeltet industriell økologi kan brukes i praksis. Utgangspunktet er "systemteknikk" (systems engineering), som innebærer at man benytter

en systematisk metodikk for vurdering av tekniske løsninger, som er illustrert gjennom den horisontale kjeden av aktiviteter med nummer 1-5 i figuren. Trinn 1 innebærer en

analyse av dagens praksis, med nøyne vurdering av dagens teknologi, organisasjon, miljømessige og økonomiske prestasjoner, og viktige utfordringer med sikte på forbedringer. Trinn 2 innebærer en identifisering av aktuelle (alternativer) løsninger, teknologisk eller organisatorisk, for å oppnå en forbedring. Her inngår også beslutningen om hvilke forbedringsnivå som ønskes oppnådd, dvs. man definerer en kravspesifikasjon mht prestasjon og kvalitet som en senere valgt løsning må oppfylle. Trinn 3 innebærer utvelgelse av metodikk for å dokumentere de ulike løsningsalternativenes prestasjon, eksempelvis mht miljø og økonomi, og utvikling og testing av modeller som beregner dette på en mest mulig vitenskapelig og objektiv måte, slik at man kan sammenligne rettferdig på tvers av alternativene. I trinn 4 har man da forhåpentligvis fått et tilstrekkelig grunnlag til å foreta en samlet vurdering av hvordan hvert løsningsalternativ oppfyller kravspesifikasjonene fra trinn 2. Dette leder så til utvelgelse av den beste løsningen. I trinn 5 kan man implementere den utvalgte løsningen i praksis, teknologisk eller organisatorisk. Legg også merke til at den systemtekniske prosessen har tilbakekoblingssløyfer slik at trinn 2-5 i praksis vil være en iterativ prosess. Det kan også nevnes at den systemtekniske prosessen fra trinn 1 til trinn 5 ikke spesielt gjelder for miljøsystemanalyser. Den kan brukes for alle typer analyser og tekniske systemer, og systemteknikken er blant annet utviklet og anvendt i stort omfang innen forsvarssektoren og romfartsteknologi.

Miljødimensjonen kommer i realiteten først og fremst inn gjennom de øvrige trinn i modellen. Her er det skissert to stier, Path A og Path B, for hvordan man kan stimulere en god design og utvelgelse av miljørtig løsninger. I den første (Path A) brukes den økologiske metaforen som grunnlag for å inspirere prinsipper for god design, og i den andre brukes vitenskapelige teorier og metoder som utgangspunkt for design, modellering, analyse, vurdering og implementering. I trinn 7 trekker man på kunnskap om hva som kjennetegner naturlige økosystemer, for eksempel med hensyn til mekanismer og fenomener som gir høy ressursutnyttelse og robuste løsninger, eller gode utviklingsforløp og et velfungerende kretsløpssamarbeid i naturen. Poenget er rett og slett å lære fra naturen. Ved å dra nytte av denne type kunnskap fra biologien og økologien vil det være overførbar god lærdom til våre tekniske systemer, via trinn 6, som dermed gir innspill til vårt arbeid med å identifisere nye løsningsalternativ i trinn 2.

Den andre stien (Path B) innebærer en mer analyticisk og vitenskaplig rasjonell tilnærming. I trinn 9 benytter vi oss av det allerede anerkjente teorigrunnlaget fra fagområder som økologi, termodynamikk, økonomi og samfunnsvitenskap, til å gi innspill om gode vitenskapelig baserte designprinsipper, via trinn 8, eller om hvordan vi skal utforme modeller og analyseverktøy for å studere miljømessig prestasjon, via trinn 3. Hit benytter vi oss også av vitenskapelig kompetanse om de ulike systemanalytiske metodene som industriell økologi har til rådighet (material- og stoffstrømanalyse, energi- og eksjerianalyse, livsløpsanalyse, livsløpskostnadsanalyse, input-output analyse, kostnytte analyse, risikoanalyse, osv.). Til støtte i selve implementeringsarbeidet i trinn 5 gjør vi bruk av kompetanse om såkalt prosedyremetodikk, slik som miljøledelse, eller gjennom markedsbaserte ordninger som miljømerking, miljøsertifisering og miljøvaredeklarasjoner.

Strategier og metodikk fra fagområdene systemteknikk og industriell økologi kan benyttes mer eller aktivt, og mer eller mindre bevisst, når en bedrift arbeider med sine miljøforbedringer. Uansett, dersom man ønsker å ha en systematisk, dokumenterbar og etterprøvbar basis for sine vurderinger, så er hovedpoenget at man på en eller annen måte må starte med å definere dagens utfordringer og prestasjonskriterier som fremtidige løsninger må oppfylle. Dernest må man velge (eller selv utvikle) en modell eller metodikk for å analysere hvordan hver aktuell ny løsning presterer i forhold til dagens løsning og i forhold til kriteriene. En aktiv holdning til helhetlige analyser basert på industriel økologi vil da innebære at man i denne prosessen gjør bruk av designprinsipper (trinn 6 og 8), at man aktivt trekker på teori og analysemetoder fra dette feltet (trinn 9 og 10), og at man benytter seg av en etterprøvbar systematikk i implementeringen av nye løsninger (trinn 11), helst basert på internasjonale standarder for miljøledelse, eksempelvis ISO 14000 standarden.

Dette notatet er forfattet av Helge Brattebø, professor ved Institutt for energi og prosessteknikk, og studieprogramleder for NTNUs internasjonale masterprogram i industriell økologi.



Forelesningsnotat Nr. 2 - Professor Helge Brattebø

Bærekraft og bærekraftvurderinger

Spesielt rettet mot byggenæringsområder

Formålet med dette notatet er å gi en oversikt over hvordan man benytter kriterier og indikatorer for bærekraft på ulike nivå i samfunnet, og med eksempler på bærekraftvurderinger for byggenæringsområder.

- Du skal ha lært:
- hvordan indikatorer fungerer i en større sammenheng
 - hva som menes med DPSIR rammeverket
 - hva som er Norges nasjonale indikatorsett for bærekraft
 - aktuell metodikk for bærekraftvurdering for infrastruktur
 - aktuell metodikk for miljøklassifisering av bygninger; BREEAM

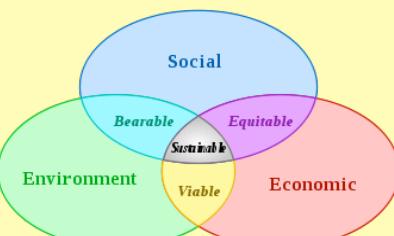
OM BÆREKRAFT

La oss kort repete de to hovedpoengene fra Brundtlandkommisjonens rapport:



BRUNDTLANDKOMMISJONEN (1987) MED SINE TO HOVEDPOENG:

- Bærekraftig utvikling er definert som en samfunnsutvikling som imøtekommer dagens behov uten å forringe mulighetene for kommende generasjoner til å få dekket sine behov.
- Bærekraftig utvikling forutsetter at man både vektlegger miljømessige, økonomiske og sosiale forhold som premiss.



Norges tidligere statsminister Gro Harlem Brundtland var leder for FN-kommisjonen World Commission on Environment and Development, som i 1987 avsluttet sitt arbeid med å utgi rapporten «Our common future» (WCED 1987) - en rapport som skulle få svært stor betydning for ettertidens politikk og tenkesett.

Rapporten lanserte prinsippet om «Bærekraftig utvikling» (se tekstboksen) og hevdet at de tre dimensjonene miljømessig bærekraft, økonomisk bærekraft og sosial bærekraft alle må tilfredsstilles for at et samfunn skal utvikle seg slik at fremtidige generasjons behov for å få dekket sine behov skal kunne oppfylles. Kommisjonens konklusjoner hadde et bevisst globalt perspektiv, og fremhevet betydningen av utvikling i Sør.

Kommisjonen var også klar på at et samfunn ikke vil være bærekraftig over tid bare ved å prioritere miljømessig bærekraft, men hevdet at økonomisk utvikling også er en premiss for å lykkes, og at miljømessig og økonomisk utvikling må skje slik at det ikke går på bekostning av sosial utvikling. Miljømessig, økonomisk og sosial bærekraft er derfor en premiss for at et samfunn skal kunne ha en bærekraftig utvikling.

De tre dimensjonene må altså gå hånd i hånd, og alle må gis prioritet når valg skal tas og prioriteringer utføres. Dette gjelder ikke bare for samfunnets overordnede politikk, men også for den politikk og de prioriteringer man utvikler for enkeltsektorer og bedrifter, og ikke minst for tekniske systemer som samfunnets infrastruktur og viktige produktssystemer.

Bærekraft er ikke minst viktig innen byggenærings områder, fordi denne næringen representerer så stort omfang og påvirker helt grunnleggende forhold i samfunnet. Byggenæringen er ofte kalt for «40% bransjen» - fordi de henvises til at byggebransjen står for:

- 40% av samfunnets energiforbruk
- 40% av samfunnets materialforbruk
- 40% av samfunnets avfallsproduksjon

Disse tallene er nok en overforenkling, men det er hevet over tvil at næringen forbruker store ressurser og produserer mye avfall (samtidig utslipp til luft og vann).

Uansett, det er viktig at byggenæringen tar et aktivt bærekraftansvar, og heldigvis ser vi også masse positivt på dette feltet for tiden.

For at et konkret prosjekt (byggverk a'la bygning eller infrastruktur anlegg) skal være bærekraftig må det oppfylle de grunnleggende kriterier som (forhåpentligvis) er definert ut fra miljømessig, økonomisk og sosial bærekraft:

- Miljømessig kvalitet i form av omfanget av forbruk av ikke-fornybare ressurser og utslipp av forurenende og giftige stoffer, med påfølgende sannsynlig miljøpåvirkning
- Økonomisk kvalitet i form av løsningens sannsynlige totale kostnader, eventuelt livsløpskostnader i form av netto nåverdi
- Sosial kvalitet i form av løsningens sannsynlige påvirkning av sosiale forhold i befolkningen som blir berørt

På denne bakgrunn kan man også spørre seg: Hva skal til for at byggenæringen og byggverk blir bærekraftig og bidrar til et bærekraftig Norge?

For det første, vi må kunne operasjonalisere begrepet til noe konkret:

- Måle og dokumentere faktisk kvalitet mot gitte kriterier
- Tilpasse bærekraftvurderingene til byggverkenes egenart
- Bruke en metodiikk som oppleves som meningsfull og som dermed vil brukes i praksis

For det andre, vi må ha vilje til å prioritere gode løsninger i praksis (og i konkurransen med de rent økonomiske valg):

- Med en tilstrekkelig langsigktig tidshorisont
- Sikre beslutningsstøtte for prioriteringer som gir gradvis forbedringer
- Bidra til markedsdrevne prosesser slik at næringen selv blir pådriver for bedre løsninger
- I tillegg til støtte fra myndighetene

«40% bransjen»

- energiforbruk
- materialforbruk
- avfallsproduksjon

Bærekraftvurdering
må baseres på:

- Overordnede prinsipper
- Relevante kriterier
- Hensiktsmessige og målbare indikatorer

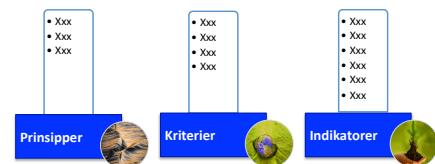
Svært mye positivt gjøres allerede på dette feltet, i regi av Byggenæringens landsforbund (BNL) og Grønn byggallianse. Skjekk ut deres nettsider!

I det etterfølgende vil vi først introdusere arbeidet med bærekraft på nasjonalt nivå, inklusive Regjeringens vedtatte nasjonale indikatorer for bærekraft. Dette vil også settes i sammenheng med de nasjonale resultatmål og nøkkeltall i miljøpolitikken. Dernest vil vi gi eksempler på hvordan bærekraft kan innarbeides, og kan vurderes, i prosjekter i byggenæringen, først ved eksempler for infrastruktur (inklusive byers VA-anlegg) og dernest for bygninger (inklusive den nye standarden for miljøklassifisering av bygg - BREEAM).

BÆREKRAFTINDIKATORER SETT I EN STØRRE SAMMENHENG

For noen år siden tok Finansdepartementet ansvaret for å lede an i arbeidet med å systematisere og implementere bærekraft i Norge, på tvers av øvrige departementer. Det har derfor vært et nasjonalt bærekraftløft i landet siden 2005. Dette har blitt konkretisert gjennom nøyne utvelgelse av 18 indikatorer for bærekraft. Hensikten er å måle utviklingen innen disse indikatorene hvert år, for å vurdere hvordan status utvikler seg, slik at man kan sette i verk tiltak for forbedringer, der det er nødvendig, og i tråd med føringene i miljøpolitikken i Norge. Dette vil dermed også danne grunnlaget for bevilgninger og prioritering av tiltak, og handlingsplaner innen ulike sektorer.

Når man forholder seg til indikatorer er det greit å være klar over at indikatorer brukes i sammenheng med kriterier og med mer overordnede prinsipper.



Figur 1: Ut fra prinsipper avleder man kriterier, og derfra indikatorer.

Som det fremgår av figur 1 er det noen grunnleggende prinsipper som ligger til grunn for miljøpolitikken, eller for en bærekraftig politikk (merk at bærekraft favner videre enn miljø). Du har sikkert hørt om prinsipper som «føre var», «naturens tålegrense», «forurensner betaler» og «samfunnsøkonomisk effektivitet». Hensynet til fremtidige generasjoner kan også sies å være et grunnleggende prinsipp. Uansett, prinsippene kan sies å være mer

overordnede og normative definisjoner av mål for bærekraft.

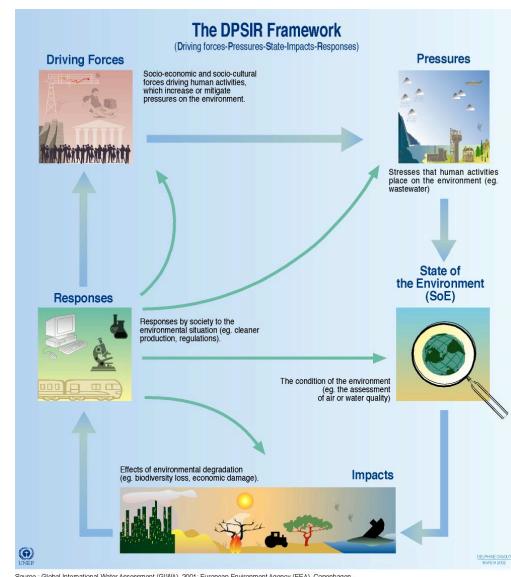
Kriterier er et sett av faktorer som kan brukes for å bedømme graden av relativ bærekraft for et antall løsninger. Indikatorer måler verdier for prestasjon (fortid/nåtid) og kan brukes for å sette standarer som fremtidig prestasjon kan vurderes mot.

Indikatorer brukes ofte i en kontekst der man vurderer sammenhengen mellom drivkrefter, press på systemet, faktisk tilstand i systemet, miljøpåvirkning fra systemet, og hvilken respons man bør ta for å forbedre tilstanden, eksempelvis ved å påvirke drivkraftene og presset på systemet, eller endre teknologi, organisering eller atferd i systemet. OECD og EEA (European Environment Agency) henviser ofte til det såkalte DPSIR rammeverket (EEA 2001), se også figur 2, der forkortelsen står for:

- Driving forces of environmental change (e.g. industrial production)
- Pressures on the environment (e.g. discharges of waste water)
- State of the environment (e.g. water quality in rivers and lakes)
- Impacts on population, economy, ecosystems (e.g. water unsuitable for drinking)
- Response of the society (e.g. watershed protection)

DPSIR rammeverk:

- Drivers
- Pressures
- State
- Impacts
- Responses



Figur 2: DPSIR rammeverket.

For å kunne arbeide med DPSIR modellen må man benytte gode indikatorer på alle nivå, dvs for driverne, pressfaktorene, miljøtilstanden, påvirkningen og responsen fra samfunnet.

NASJONALE BÆREKRAFTINDIKATORER

I Norge benyttes i dag 18 indikatorer for å vurdere bærekraft, fordelt på 6 områder, se Figur 3 (SSB 2008).

Boks 2.1. Norges nasjonale indikatorsett for bærekraftig utvikling

Temaområder ¹	Indikatorer
Internasjonalt samarbeid for en bærekraftig utvikling og bekjempelse av fattigdom	1. Offisiell norsk bistand, nivå og andel av bruttonasjonalinntekt 2. Import fra MUL og utviklingsland samlet
Klima, ozon og langtransporterte luftforurensninger	3. Norske klimagassutslipp relatert til Kyoto-målet 4. Utslipp av NO _x , NH ₃ , SO ₂ og NMVOC
Biologisk mangfold og kulturminner	5. Bestandsutvikling for hekkende fugl i økosystemer på land 6. Vannforekomster med god eller svært god økologisk status, ferskvann 7. Vannforekomster med god eller svært god økologisk status, kystvann 8. Tilstandsutvikling for fredete bygg
Naturressurser	9. Samlet energibruk per enhet brutto nasjonalprodukt 10. Gytbestandens størrelse i forhold til gytbestandens «føre vår»-grenseverdi for nordostarktisk torsk og norsk vårgytende sild 11. Irreversibel avgang av produktivt areal
Helse- og miljøfarlige kjemikalier	12. Potensiell eksponering for helse- og miljøfarlige stoffer
Bærekraftig økonomisk og sosial utvikling	13. Netto nasjonalinntekt per innbygger fordelt på kilder 14. Utvikling i inntektsfordeling 15. Generasjonsregnskapet: Innstramningsbehov i offentlige finanser som andel av brutto nasjonalprodukt 16. Befolking fordelt etter høyeste utdanning 17. Uføretrygdede og langtidsarbeidsledige som andel av befolkningen 18. Forventet levealder ved fødselen

¹ Temaområdet «Samiske perspektiver i miljø- og ressursforvaltningen» i strategien dekkes ikke av indikatorsettet.
Kilde: St.meld. nr. 1 (2007–2008) Nasjonalbudsjettet 2008.

Figur 3: Norges indikatorsett for bærekraftig utvikling

Som du ser av figur 3 spenner indikatorene over et bredt felt, fra internasjonalt samarbeid om fattigdomsbekjempelse, til klima og luftforurensninger, biologisk mangfold og kulturminner, naturressurser, helse- og miljøfarlige kjemikalier, og økonomisk utvikling.

Interessant er det også å merke seg den klare sammenhengen mellom disse indikatorene og hva som er de prioriterte områdene i den norske miljøpolitikken (de såkalte resultatområdene) og resultatområlene innen disse. Dette kan du direkte lese i vedlegget til Stortingsmelding nr 26 (2006-2007), «Regjeringens miljøpolitikk og riks miljøtilstand» (Miljøverndepartementet 2007).



BÆREKRAFT FOR INFRASTRUKTUR

Når bærekraftvurderinger skal anvendes for et infrastrukturprosjekt er det viktig at vurderingen tar utgangspunkt i en helhetlig analyse av systemet. Dette innebærer at man må vurdere de aktuelle (alternativer) tekniske løsningene ut fra gitt kriterier, og med basis i tilhørende målbare indikatorer. Det er selvsagt så behov for input data, tilstrekkelig prosesskunnskap, gode analysemетодer og en passende modell for bærekraftvurderingen. Vurderingene gir som resultat såkalte output data, dvs. kvantitative verdier som relaterer seg til hvert kriterium. Disse resultatene brukes så for å vurdere hvordan prosjektet bør forbedres, dvs hvilke tekniske løsningsalternativ som er å foretrekke. Se figur 4 for en illustrasjon over anbefalt metodikk for systemanalyse av VA-anlegg fra et det svenske programmet « Sustainable Urban Water Management» (Hellström et al. 2000).

Dette svenske programmet utførte en grundig studie av hvordan bærekraft bør vurderes for byers VA-system, med Stockholm som case. Arbeidet ledet til en anbefaling om et prioritert sett av kriterier samt tilhørende metodikk for vurdering, se figur 5. Som du ser er det anbefalt 6 typer kriterier, noen av dem med underkriterier, som dekker:

- Helse og hygiene
- Sosial og kulturell aksept
- Miljømessige forhold
- Økonomi
- Teknisk funksjon
- Robusthet

En parallelt studie, også denne av byers VA-system, ble utført i England (Foxon et al. 2002), og den resulterte i et sett med 16 såkalte primærkriterier, fordelt over fire kategorier: Økonomisk, miljømessig, sosialt, teknisk, se figur 6.

Vi kan fra disse studiene konkludere at man anbefaler bruk av et sett med kriterier som spenner over de tre generelle dimensjonene av bærekraft (miljømessig, økonomisk, sosialt), samt teknisk funksjon.

RESULTATOMRÅDER I DEN NORSKE MILJØPOLITIKKEN

Bevaring av naturens mangfold og friluftsliv:

- Bærekraftig bruk og beskyttelse av leveområder
- Bærekraftig beskyttelse og bruk av arter, bestander og genressurser
- Fremmede arter og GMO
- Friluftsliv

Bevaring og bruk av kulturminner

Rent hav og vann og et giftfritt samfunn:

- Helhetlig hav- og vannforvaltning
- Overgjødsling og nedslamming
- Oljeforurensning
- Miljøgifter
- Avfall og gjenvinning

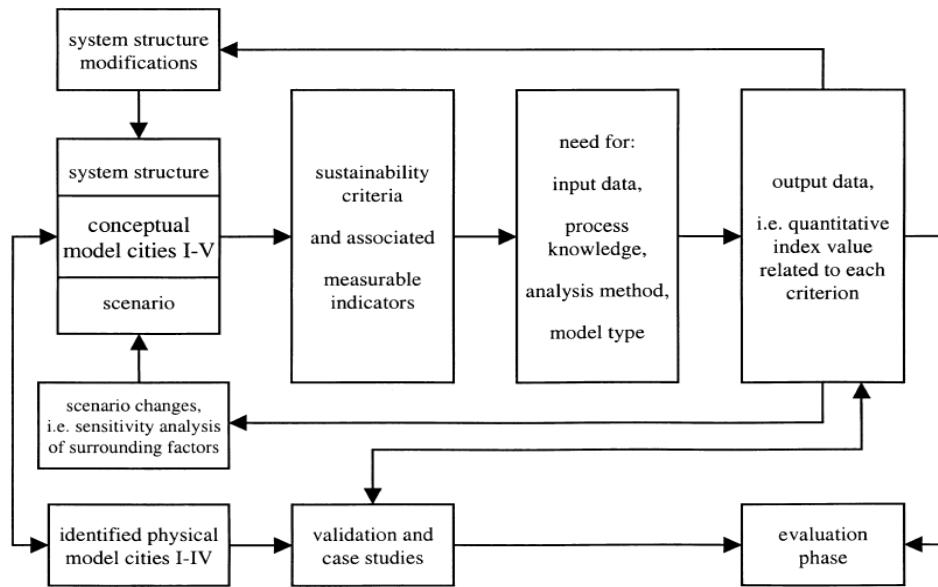
Et stabilt klima og ren luft:

- Klimaendringer
- Nedbrytning av ozonlaget
- Langtransporterte luftforurensninger
- Lokal luftkvalitet
- Støy

HVORDAN BRUKE INDIKATORER FOR BÆREKRAFT I BYGGENÆRINGEN

I resten av dette notatet skal vi være litt mer konkrete når det gjelder bruk av bærekraft indikatorer i byggenæringen. Det gis eksempler på hvordan man kan vurdere bærekraft for infrastruktur og det gis en introduksjon til BREEAM miljøklassifisering for bygninger.

Generell modell for bærekraftvurdering
Her anvendt for byers VA-system.



Figur 4: Modell for bærekraftvurdering for byers VA-system (Hellström et al. 2000)

Criterion	Method for evaluation
Health and hygiene criterion	
Risk for infection	Microbial risk assessment
Social and cultural criterion	
Acceptance	Action research and assessment scales
Environmental criteria	
Eutrophication	
Spreading of toxic compounds to water	
Spreading of toxic compounds to arable soil	
Use of natural resources	Life-cycle assessment, computer-based modeling, material-flow analysis, and exergy analysis
Economical criterion	
Total cost	Cost-benefit analysis
Functional and technical criterion	
Robustness	Functional risk analysis

Figur 5: Anbefalte kriterier og vurderingsmetodikk fra Sverige (Hellström et al. 2000)

Et sett av relevante kriterier:
- økonomiske
- miljømessige
- sosiale
- tekniske

Category	Primary criterion
Economic	Life cycle costs Willingness to pay Affordability
Environmental	Financial risk exposure Resource utilization Service provision Environmental impact
Social	Impact on risks to human health Acceptability to stakeholders Participation and responsibility Public awareness and understanding Social inclusion
Technical	Performance of the system Reliability Durability Flexibility and adaptability



Figur 6: Anbefalte kategorier og kriterier fra England (Foxon et al. 2002)

I Norge har det ikke vært utført tilsvarende type studier, men professor Oddvar Lindholm ved UMB har rapportert fra et europeisk COST C8 arbeid som gir eksempler på felles

indikatorer som kan brukes for de fleste typer infrastruktur (Lindholm 2005). Figur 7 viser hvilke indikatorer som her ble anbefalt.

Felles indikatorer
for de fleste typer
infrastruktur.

Hvordan velge ut
de beste
indikatorene?

Eksempler på felles indikatorer for de fleste typer infrastrukturer	Benevning/dimensjon
Økologi og miljøindikatorer	
Forbruk av elektrisitet	KWh/år /person
Bruk av fossilt brennstoff (f.eks. drivstoff)	MJ/person/år
Miljøgifter til vannforekomster. (f.eks Cu, Cd, Hg og mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, Nonylphenol, etc)	Kg pr år person
Miljøgifter til luft. (f.eks Hg, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc)	Kg pr år og person
Miljøgifter til jord. (f.eks Hg, Cd, Cu, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc)	Kg pr år person
Forbruk av ikke-fornybare ressurser (f.eks P, K, olje)	Kg pr år og person
Bidrag til klimaendringer	CO ₂ -ekvivalenter pr person og år
Bruk av verdifullt areal	m ² pr person
Sosiale indikatorer	
Innsyn i og deltagelse i planprosessen og for alle grupper og interesser	Kvalitativ
Brukernes (ulike gruppers) aksept og adferd	%
Helsemessige indikatorer	Risikoberegning
Hygienisk sikkerhet og ulykkesrisiko	
Tekniske indikatorer	
Samvirke med andre infrastrukturer	Kvalitativ
Fleksibilitet overfor nye behov og krav	Kvalitativ
Økonomiske indikatorer	
Investeringer, drift og vedlikehold	(kr/person/år)
Kost/effekt, kost/nytte for en service-enhet	kr/enhet
Villighet til å betale for en service-enhet	kr/enhet
Tapt økonomiske utnyttelsesmuligheter ved oppbinding til <i>en</i> løsning	kr/service-enhet
Miljøskader, kostnader for opprydning og skader på de økologiske ressurser	kr/service-enhet

Figur 7: Eksempler på felles indikatorer for de fleste typer infrastruktur (Lindholm 2005)

I floraen av indikatorer som kan brukes er det viktig å spørre seg hvordan man skal velge ut de beste indikatorene. Her anbefaler Lindholm, med støtte i COST C8 arbeidet følgende:

- Hvor viktig er indikatoren for miljø, økonomi og sosiale forhold?
- Hvor relevant for problemet er indikatoren og hvor godt beskriver den trender fra år til år?
- Hvor mye arbeid og kostnad trengs for å skaffe frem nok relevante data?
- Hvor god er indikatoren som basis for tiltak og planer?
- Hvor god er indikatoren som basis for sammenligninger over tid og mellom ulike land og områder?



Det anbefales her videre:

- Ikke bruk for mange indikatorer, fordi det gir en uoversiktlig analyse
- Bruk heller ikke for få, siden dette neppe gir en realistisk beskrivelse av virkeligheten
- Bruk helst 10-15 indikatorer
- Disse må så i neste omgang vektes opp mot hverandre

Lindholm (2005) viser også til en metodikk som han og en student ved UMB tidligere hadde benyttet for å utføre en bærekraftvurdering av to alternative løsninger for avløpsrensning i en kommune i Akershus.

Metodikken er vist i figur 8, og går i korthet ut på at man velger ut et sett av indikatorer, og hver indikator gis en relativ vekt (%). De to alternative løsningene (her konvensjonell rensing versus naturbasert rensing) gis så en tallverdi/score, med bakgrunn i hvor godt de presterer på hver indikator. Det er valgt ut 13 indikatorer som anses relevante og som gir ulike tallstørrelser for de to systemene. I tabellen er indikatorverdiene normalisert. Det vil si at man har beregnet relative størrelser i forhold til den største av verdiene, som alltid settes til 100. For eksempel viser tabellen at det konvensjonelle systemet bruker 74% elektrisk strøm i forhold til hva det

naturbaserte bruker og at det naturbaserte systemet bruker 81% av vannmengden i forhold til det konvensjonelle systemet, o.s.v.

Score-verdiene angis relativt til hverandre, der den løsningen som har høyest verdi gis score 100, og den andre en score i forhold til dette.

Fra figuren ser vi at konvensjonell rensing er beregnet å ha en score lik 74 for netto bruk av elektrisitet, mens naturbasert rensing har score lik 100, noe som innebærer at førstnevnte kun bruker 74% av den elektrisiteten som sistnevnte bruker.

Indikatorer	Vekt i %	Tallstørrelse (score) for indikatorene		«Miljøstraffepoeng»	
		Konvensjonell	Naturbasert	Konvensjonell	Naturbasert
Netto bruk av elektrisitet	12	74	100	888	1200
Vannforbruk	2	100	81	200	162
Fossil energi for anleggsfasen (diesel) *	11	100	13	1100	143
Resirkulert fosfor til landbruket	13	100	80	1300	1040
Utslipp av fosfor til vannforekomster	11	57	100	627	1100
Kjemikalier til avløpsrenseanlegget	3	100	0	300	0
Utslipp til jord	8	100	33	800	264
Utslipp til luften. Lokalt *	2	100	14	200	28
Utslipp av CO ₂ . Globalt *	2	100	14	200	28
Arealforbruk	12	10	100	120	1200
Innvirkning på området estetiske og rekreasjonsmessige karakter	6	95	100	570	600
Helse og sikkerhet	8	90	100	720	800
Ulemper og ubehag for beboerne med drift og vedlikehold av egne avløpssystemer	10	5	100	50	1000
SUM		100		7075	7565

* (Diesel for transport av slam og kjemikalier og medfølgende luftforurensninger er ikke med i beregningene.)

Figur 8: Metodikk for bærekraftanalyse med vekting over et sett av indikatorer (Lindholm 2005)

Vektingen utføres ved at det for hver teknisk løsning beregnes:

$$\text{Miljøstraffepoeng} = \text{vekt} * \text{score}$$

Deretter summeres miljøstraffepoengene over alle indikatorene. Den laveste poengsummen representerer den beste bærekraften. Vi ser i dette eksempelet at den konvensjonelle løsningen dermed er vurdert til å være bedre enn den naturbaserte, dvs. ca 6,5% bedre dersom summene holdes opp mot hverandre.

Metodikken som er vist her er i prinsippet svært kurant, og den har en rekke fordeler:

- Man kan beregne tallverdier for hvordan et antall tekniske løsningsalternativ presterer, for et fleksibelt antall indikatorer
- Man får direkte svar hvordan de ulike alternativene presterer i forhold til hverandre, og hvilke indikatorer som bidrar mye (eller lite) til den samlede prestasjonen
- Man kan også trekke inn andre typer indikatorer på samme måte, eksempelvis flere sosiale indikatorer eller viktige økonomiske indikatorer
- Metodikken er oversiktlig og etterprøvbar
- Men, det er et faktum at hele metodikken avhenger svært mye av at man kan tallfeste en score, og at man kan enes om en vektingsnøkkel. Sluttresultatet kan trolig avhenge mye av hvilken vektingsnøkkel som brukes.

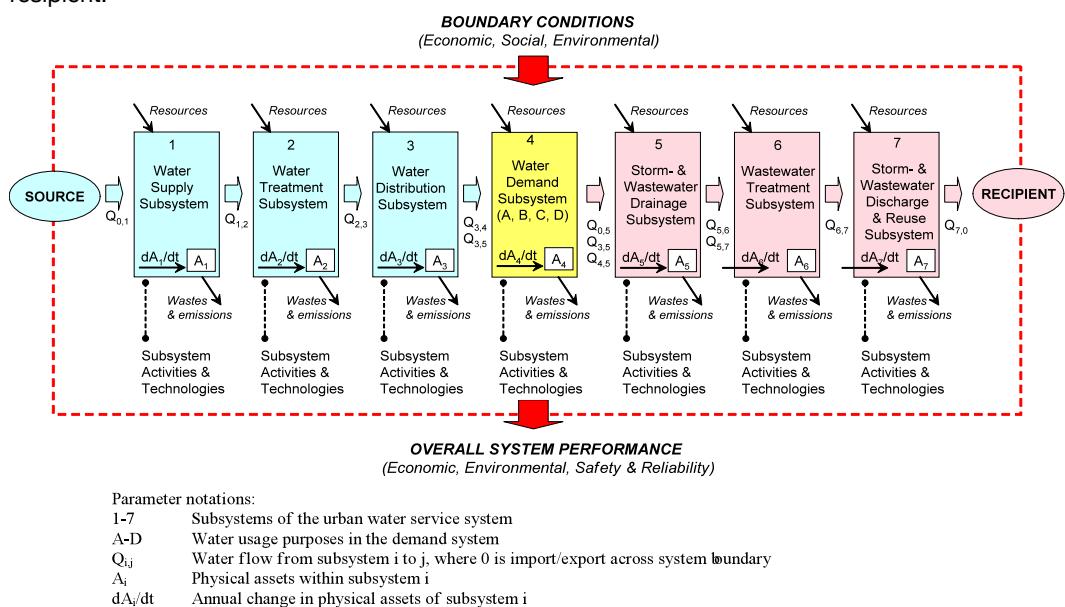
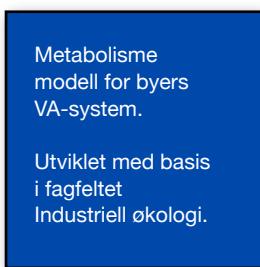
- Samtidig er det en fordel at man i prosessen med å utvikle en vektingsnøkkel har mulighet til aktivt å trekke inn viktige beslutningstakere (evt. andre berørte parter) for prosjektet som skal vurderes. Det er jo også disse som til syvende og sist skal fatte beslutningen om hvilket løsningsalternativ som skal velges, og da er det en stor fordel at disse involveres i prosessen med å vurdere bærekraft i systemet.

Til sist i denne delen av notatet viser vi til en helt ny metodikk for bærekraftanalyse som NTNU nå arbeider med innenfor EU-prosjektet TRUST (TRansition to the Urban water Services of Tomorrow). Her har vi tatt konsekvensen av å gjøre bruk av prinsippene fra fagfeltet Industriell økologi (se Forelesningsnotat nr 1), og vi baserer oss derfor på en metabolismemodell, se figur 9.

Logikken er at miljøproblemene i realiteten er forårsaket av hvordan deler av VA-infrastrukturen (dvs de ulike delsystemene) trekker på ressurser (materialer, energi, kjemikalier) inn til systemet og skyver på avfall og utslipp ut av systemet. Størrelsen og sammensetningen av inn- og utstrømmene vil være avhengig av hvilke aktiviteter og teknologier man har i hvert delsystem, og hvilken vannmengde som skal håndteres gjennom systemet, samt kravene til

Anbefalt metodikk for beregning og vekting av samlet prestasjon.
Metodikken kan i prinsippet brukes for alle typer infrastruktur og prosjekter.

vannkvalitet i kilde, hos forbruker og i recipient.



Figur 9: Metabolismemodell for byers VA-system

Bærekraftanalysen må i prinsippet utføres på nesten samme måte som det Lindholm anbefalte, jfr. figur 8, ved at et antall indikatorer (økonomi, miljø, sikkerhet og pålitelighet) defineres og beregnes tallverdier for, med en avsluttende vektning frem mot en samlet prestasjonsverdi. Fordelen med metabolismemodellen er derimot at det hele kan knyttes mer systematisk opp mot hele VA-systemet for en by, med et godt innsyn i hvert delsystem, og relateres til vannmengde og valg av teknologier. Med basis i ulike byers forskjellige rammevilkår kan man dermed også benytte denne metodikken til å sammenligne og benchmarke prestasjonen mellom byer, også mellom byer i ulike land.

BÆREKRAFT FOR BYGNINGER

I denne siste delen av notatet tar vi kort for oss hvordan man vurderer bærekraft for bygninger. Dette er metodikk som er aktuelt i forbindelse med «miljøklassifisering» og sertifisering av bygninger, noe som internasjonalt har blitt høyaktuelt de senere årene, og som gjennomføres etter LEED eller BREEAM standarden.

LEED - Leadership in Energy and Environmental Design - er i utgangspunktet en amerikansk standard for rangering av bygninger, basert på et system og en metodikk fra US Green Building Council (USGBC 2011). LEED gir en tredje-part sertifisering og en nasjonal akseptert benchmarking for design, bygging og drift av bygninger med høy grønn profil. LEED baseres på amerikanske byggetradisjoner og

standarder, og er i liten grad tilpasset norske forhold. BREEAM - BRE Environmental Assessment Method - har Storbritannia som opprinnelse (BREEAM 2011), utviklet av BRE Global Ltd. BREEAM er i dag det systemet som har best fotfeste i Europa.

Begge disse er systemer for miljøklassifisering og rangering av nye og eksisterende bygninger, med bærekraft som mål. Rangeringsmetodene er vanligvis basert på miljømessige statusindikatorer og en utvalgt standard for miljømessig ytelse. Indikatorene finnes gjerne i form av poengsummer. Størrelsen på maksimal oppnåelig poengsum og hvordan disse er vektet i den endelige indikatorene varierer. Metodikken er basert på LCA-konseptet, men har også likheter med miljøstyringssystemene. De inkluderer gjerne vurderinger av forhold som energiforbruk, vannforbruk, inneklima, materialbruk og avfallshåndtering.

Rangeringsmetodikken i LEED og BREEAM har tre trinn:

1. Klassifisering

Inputs (ressursforbruk) og outputs (avfall og utslipp) hører hjemme i forskjellige påvirkningskategorier basert på deres form for påvirkning på miljøet.

2. Karakterisering

Relative bidrag fra hver input og output som er plassert i sin påvirkningskategori sammenlignes og bidragene aggregeres i påvirkningskategoriene.

3. Vurdering

Veiing, alvorligheten av hver kategori er gitt en verdi i relasjon til de andre kategoriene.

I februar 2010 besluttet Grønn Byggallianse i Norge å gå inn for at BREEAM skulle være det systemet som byggenæringen skulle satse på her i landet. Av den grunn omtaler vi kun BREEAM nedenfor. Grønn Byggallianse er et miljønettverk bestående av de største eiendomsaktørene i Norge. Hensikten er å

være en arena for store aktive utbyggere som har til hensikt i å utvikle seg på miljøområdet og derved bli mer miljøeffektive. Nettverket ønsker å være myndighetenes sparringspartner i byggenæringen innen miljøspørsmål. Nettverket har et sekretariat som fungerer som et kompetanse- og informasjonssenter for deltagerne. Målet er at medlemmene, ved deltagelse i nettverket, vil bli de ledende på miljøsatsning i den norske byggenæringen.

Management	Waste
<ul style="list-style-type: none"> • Commissioning • Construction site impacts • Security 	<ul style="list-style-type: none"> • Construction waste • Recycled aggregates • Recycling facilities
Health and Wellbeing	Pollution
<ul style="list-style-type: none"> • Daylight • Occupant thermal comfort • Acoustics • Indoor air and water quality • Lighting 	<ul style="list-style-type: none"> • Refrigerant use and leakage • Flood risk • NO_x emissions • Watercourse pollution • External light and noise pollution
Energy	Land Use and Ecology
<ul style="list-style-type: none"> • CO₂ emissions • Low or zero carbon technologies • Energy sub metering • Energy efficient building systems 	<ul style="list-style-type: none"> • Site selection • Protection of ecological features • Mitigation/enhancement of ecological value
Transport	Materials
<ul style="list-style-type: none"> • Public transport network connectivity • Pedestrian and Cyclist facilities • Access to amenities • Travel plans and information 	<ul style="list-style-type: none"> • Embodied life cycle impact of materials • Materials re-use • Responsible sourcing • Robustness
Water	Innovation
<ul style="list-style-type: none"> • Water consumption • Leak detection • Water re-use and recycling 	<ul style="list-style-type: none"> • Exemplary performance levels • Use of BREEAM Accredited Professionals • New technologies and building processes

Figur 10: Faktorene som vurderes i en BREEAM klassifisering

Beregningssmetodikken i BREEAM er at bygget gis en faktisk score ut fra en maksimal mulig score, for hver faktor som er vist i Figur 10.

figur 14.

Denne verdien vektes så ved bruk av en standard vekttingsnøkkelen. Det vektede resultatet summeres og gir en BREEAM Rating i henhold til en rangeringsskala fra 0 til 100%. Det kontrolleres også om enkeltfaktorer oppfyller minimumsstandarden for den gitte rangeringen.

Et eksempel er vist i figur 11, der det aktuelle bygget er klassifisert til en sluttscore på 55,87% og gitt karakteren «Very Good».

Vektingsfaktorene og rangeringsskalaen som benyttes i BREEAM er selv sagt av stor betydning for det endelige resultatet, og disse er vist i figur 12 og 13.

Mye av hensikten med et system som BREEAM er å mobolisere markedsbaserte forbedringsmekanismer, dvs. å skape et «market pull» for bedre miljømessige løsninger. Dette innebærer at man overlater til myndighetene å drive mer rammestryring, mens markedet selv får ansvaret for å utøve miljøarbeidet mer i detalj, eksempelvis ved å utvikle standarder, motivere for at disse faktisk blir tatt i bruk, og påse at arbeidet holder høyt nivå. Dette vil så drive forbedringer videre, se

BREEAM Section	Credits Achieved	Credits Available	% of Credits Achieved	Section Weighting	Section score
Management	7	10	70%	0.12	8.40%
Health & Wellbeing	11	14	79%	0.15	11.79 %
Energy	10	21	48%	0.19	9.05%
Transport	5	10	50%	0.08	4.00%
Water	4	6	67%	0.06	4.00%
Materials	6	12	50%	0.125	6.25%
Waste	3	7	43%	0.075	3.21%
Land Use & Ecology	4	10	40%	0.10	4.00%
Pollution	5	12	42%	0.10	4.17%
Innovation	1	10	10%	0.10	1%
Final BREEAM score					55.87%
BREEAM Rating					VERY GOOD
Minimum Standards for BREEAM 'Very Good' rating					
Man 1 - Commissioning					✓
Hea 4 - High frequency lighting					✓
Hea 12 - Microbial contamination					✓
Ene 2 Sub-metering of substantial energy uses					✓
Wat 1 - Water consumption					✓
Wat 2 - Water meter					✓
LE 4 - Mitigating ecological impact					✓

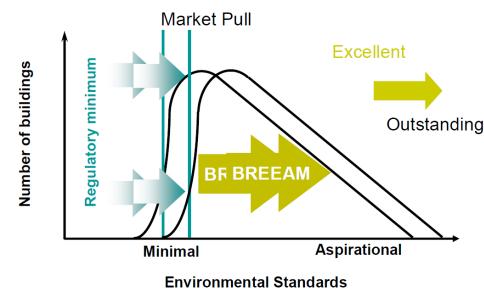
Figur 11: Beregningseksempel i BREEAM

BREEAM Section	Weighting %	
	New builds, extensions and major refurbishments	Building fit out only (where applicable to scheme)
Management	12	13
Health & Wellbeing	15	17
Energy	19	21
Transport	8	9
Water	6	7
Materials	12.5	14
Waste	7.5	8
Land Use & Ecology	10	N/A
Pollution	10	11

Figur 12: Vektingsfaktorer i BREEAM

BREEAM Rating	% Score
Unclassified	< 30
Pass	≥ 30
Good	≥ 45
Very Good	≥ 55
Excellent	≥ 70
Outstanding*	≥ 85

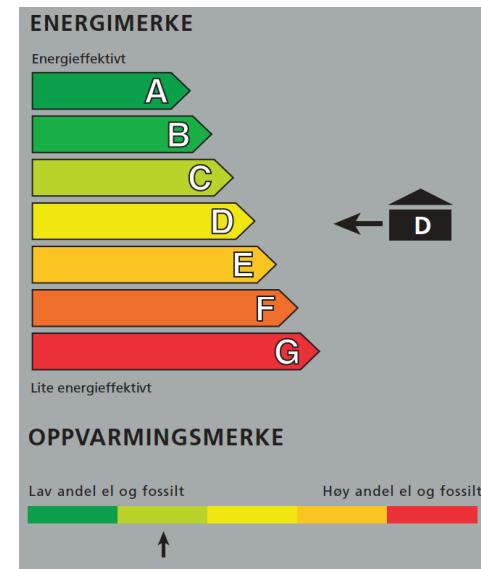
Figur 13: Rangeringsskala i BREEAM



Figur 14: Ønsket er at BREEAM skal skape et «market pull» for miljøforbedringer i næringen

Siden energibruk er en så viktig del av miljø-kvaliteten i bygninger er det her også på sin plass å nevne at Norge gjennom EØS-avtalen forpliktet til å følge EUs direktiv om energieffektivitet i bygninger, dvs «Bygningsenergidirektivet». Dette direktivet innebærer at det settes lovpålagte krav til energibruk og andelen fossile energikilder i forbindelse med bygninger.

Lavenergiprogrammet er et samarbeid mellom staten og byggenæringen for å få til energieffektivisering og energi-omlegging i bygg.



Figur 15: Energimerke og Oppvarmingsmerke for energibruk i bygninger

Dette notatet er forfattet av Helge Brattebø, professor ved Institutt for energi og prosessteknikk, og studieprogramleder for NTNUs internasjonale masterprogram i industriell økologi.

LITTERATURLISTE

- BREEAM (2011): «BREEAM: The Environmental Assessment Method for Buildings Around the World». BREEAM, <http://www.breeam.org/>, besøkt 17.01.2011.
- EEA (2001): *Global International Waters Assessment (GIWA)*, Europena Environment Agency, Copenhagen.
- Hellström D., U. Jeppsson, E. Kärrman (2000): «A framework for systems analysis of sustainable urban water management». *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20, pp 311-321.
- Lindholm O. (2005): «Hva er bærekraft og hvordan kan man sammenligne bærekraften i ulike systemer?» *Vatten*, Vol. 61, pp 262-272.
- Miljøverndepartementet (2007): *St.meld. nr 26 (2006-2007), Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand*, <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/2006-2007/Stmeld-nr-26-2006-2007-.html?id=465279>, besøkt 14.01.2011.
- SSB (2008): *Naturressurser og miljø 2008*, Statistisk sentralbyrå, http://www.ssb.no/emner/01_sa_nrm/nrm2008/kap2-indikatorer.pdf, besøkt 14.01.2011.
- USGB (2011): «LEED». US Green Building Council. <http://www.usgbc.org/LEED>, besøkt 17.01.2011.
- WCED (1987): *Our Common Future*, Oxford University Press.
-



Forelesningsnotat Nr. 3 - Professor Ånund Killingtveit

Introduksjon til vannutfordringene fra et vannressursperspektiv

1. INNLEDNING

Formålet med dette notatet er å gi en introduksjon til verdens vannressurser og vannutfordringene i et globalt perspektiv

Du skal ha lært:

- Fordeling av vannressursene
- Hva er det hydrologiske kretslopp
- Hvor mye vann er tilgjengelig for bruk
- Forskjell på bruk og forbruk av vann
- Vannets betydning som innsatsfaktor i matproduksjon
- Vannets betydning for energiproduksj.
- Konflikt mellom bruk og vern av vannressurser
- Klimaendringer og vannressurser
- Hovedutfordringer i vannforvaltning framover

Vann er et stoff som har vital betydning for nesten alle typer menneskelig virksomhet. Det er som kjent vårt viktigste næringsmiddel, tilgang til rent vann er helt essensielt for vår helse, vann inngår i nesten all form for industriproduksjon, det er også viktig for mange typer energiproduksjon og det er helt nødvendig for all matproduksjon, det er faktisk denne sektoren som er den største vann (for)bruken internasjonalt sett.

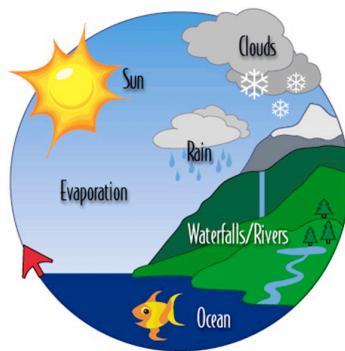
Men vann er også viktig selv om det ikke "brukes", som element i landskap og natur, for rekreasjonsformål, som en vital del av de fleste økosystem, ja til og med som religiøst symbol, tenk på dåp og hellige elver! Vårt naturmiljø er selvsagt viktig for menneskelig liv og trivsel, men har også en egenverdi uavhengig av den nyte naturmiljøet kan ha for menneskene. For alle naturressurser, inkludert vann, vil det derfor være en balanse mellom hensynet til menneskelig behov for utnyttelse av ressurser, og hensynet til opprettholdelse av det naturlige uberørte naturmiljøet. Mange inngrep kan gjøre uopprettelig skade på naturmiljøet, og dette kan igjen slå tilbake på menneskene som er avhengig av dette miljøet. Inngrep som berører og varig endrer vannressurser i form av forurensning eller endring av vannmengde, kan få store og noen ganger katastrofale følger for både naturmiljø og for mennesker. Det er

dessverre et stort antall eksempler på hvor dette har skjedd. I media kan vi nesten daglig høre om slike eksempler, fra Europa, Asia, Amerika og Afrika.

I denne innledningen om vannutfordringene vil vi vise hvilke problemer som må løses for å sikre menneskene tilgang til tilstrekkelig vann av god nok kvalitet. En særlig utfordring er den raske veksten i jordens befolkning, og at denne veksten er størst i de områder som allerede i dag har for lite vann, mens mengden av vann er begrenset og ikke kan økes. Dette fører til økende press på ressursene, ofte med katastrofale følger for naturen, men i neste omgang også for menneskene, slik eksempelet Aralsjøen viser så dystert.

2. DET HYDROLOGISKE KRETSLØPET

Mengden av vann på jorden kan virke uendelig, men dessverre er den aller største delen lite tilgjengelig enten fordi det finnes som saltvann i havet eller er bundet opp som is i Antarktis og Arktis. Det finnes også store vannmengder som grunnvann, men det meste av dette er lite tilgjengelig fordi det ligger dypt og er vanskelig å anvende. Svært mye av grunnvannet er også ikke-fornybart og kan lett overutnyttes der det er lett å pumpe opp.



Figur 1: Det Hydrologiske kretsløp sørger for fornybare vannressurser

Bare 2.5% av alt vann på jorda er ferskvann. Det meste av dette er bundet som is. Vi må skille mellom fornybare ressurser og lagerressurser. Fornybare vannressurser utgjør 17 m³/dag pr person

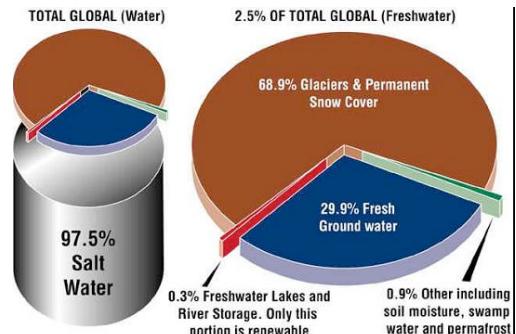
Alt vann på jorden inngår i et kretsløp, det Hydrologiske kretsløp (Figur 1). Dette kretsløpet drives av solenergi som sørger for å fordampe vann opp i atmosfæren (Evaporation), dette vannet vil etter en stund, i snitt 10 dager, regne tilbake på havet eller på landjorden. Det er det vannet som regner over Jordens landarealer og som etter hvert renner tilbake til havet som sørger for de vannressursene som mennesker kan utnytte. Noe vann vil også trenge ned i bakken og danne grunnvann. Siden det er store forskjeller i nedbørmengde rent geografisk, vil både avrenning (avløp) og grunnvannsdannelse og dermed tilgjengelige vannressurser, variere mye fra sted til sted og fra land til land.

3. VERDENS VANNRESSURSER

Når vi snakker om vannressurser er det viktig å skille mellom fornybare og ikke-fornybare ressurser. Det vannet som strømmer i en elv og som er forårsaket av nedbøren, vil hele tiden fornyes så lenge det hydrologiske kretsløpet består. Dette vannet kan dermed ikke brukes opp på samme måten som vann for eksempel lagret i grunnvann. Dersom vi pumper opp vannet i en grunnvannsforekomst som ikke fornyes (for eksempel i Sahara) kan det ta lang tid før denne fylles opp igjen og på ny blir tilgjengelig, opp til tusener av år i ekstreme tilfeller. Vann i norske grunnvannsforekomster vil vanligvis fylles opp raskt av regn og snøsmelting, og kan dermed oftest betraktes som fornybare ressurser.

Figur 2 viser fordelingen av vann på jorden ut fra hvor det er lagret. Vi ser at 97.5 % ligger lagret som saltvann i havet, mens bare omtrent 2.5 % er ferskvann. Av det som er ferskvann er nesten 69 % lagret i isbreer og permanent snødekke, nesten 30 % er grunnvann og litt under 1 % ligger i jordfukt (soil moisture), våtmarksområder og i permafrost. Bare ca 0.3 % av ferskvannet finnes i innsjøer og elver, men det er dette vannet som gir grunnlag for

nesten all menneskelig utnyttelse av ferskvannet. Dette er den fornybare delen.



Figur 2: Fordeling av Jordens vannressurser i.h.h.t. hvor vannet er lagret

Vann som ligger i breer og grunnvann ligger nesten permanent og skiftes ut svært langsomt. Det samme gjelder vann i permafrost og jordfuktighet. Vannet i elver og innsjøer fornyes derimot stadig ved nedbør og avrenning og sørger for hyppig utskifting, i hvert fall hvis en ser bort fra de aller største sjøene, og er derfor en fornybar ressurs.

Fornybar vannmengde som årlig deltar i det hydrologiske kretsløp kan oppsummeres slik:

Nedbør som faller på landjorda: 119 000 km³

- Fordampning fra landjorda: 72 000 km³

= Netto avrenning fra land til hav: 47 000 km³

Disse 47 000 km³ representerer den totale årlige vannmengden som teoretisk kan utnyttes, denne vannmengden vil fornyes hvert år gjennom det hydrologiske kretsløp. Av denne totalen er det beregnet at ca 37 000 renner av i elver, ca 3500 som is fra Arktis og Antarktis og ca 6500 som diffus grunnvannsavløp til havet. I praksis er det hovedsaklig vannet i elvene som kan utnyttes og som vi dermed kan si representerer en fornybar og bærekraftig ressurs.



Fordeler vi den årlige fornybare vannmengden jevnt på alle mennesker gir dette ca 6200 m³/person og år, eller ca 17 m³/person og dag. Dette er imidlertid et teoretisk gjennomsnitt, vannet er ujevn fordelt og det er også befolkningen.

- Fordeling av vannressursene i verden er svært ujevn.
- Noen områder, for eksempel Norge, har store mengder fornybare vannressurser og liten befolkning.
- Størst press på vannressursene finner vi i Asia og deler av Afrika.
- Også i Europa finner vi områder som trues av vannmangel

Tabell 1 viser et beregnet gjennomsnitt for hver verdensdel og for Norge. Vi ser at Norge er usedvanlig rikelig forsynt med vann.

Water resources 1000 m ³ /capita/year	
S.-America	35
N.-America	16
Europe	4.7
Africa	6.5
Asia	3.4
Oceania	76
Norway	96

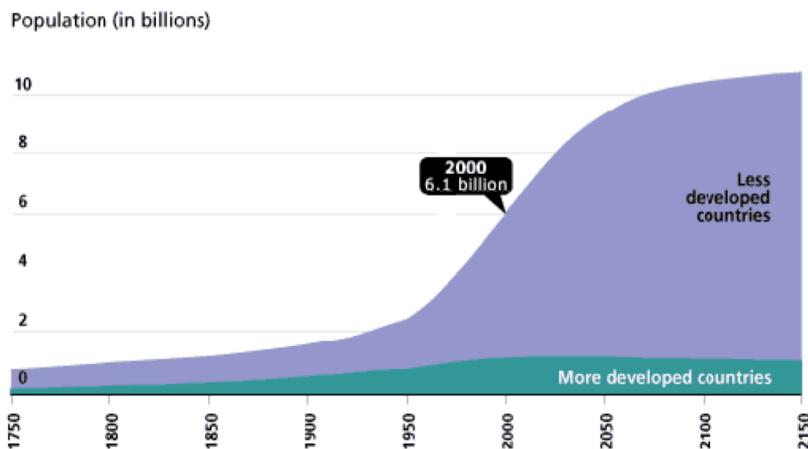
Tabell 1: Fornybare vannressurser i 1000 m³/person og år for ulike verdensdeler

4. BEFOLKNINGSUTVIKLINGEN SKAPER PRESS PÅ VANNRESSURSENE

Som vist i de innledende kapitler er verdens fornybare vannressurser konstant og kan ikke økes. Disse ressursene er svært ulikt fordelt, noe som illustreres av tallene i Tabell 1.

Disse tallene representerer et øyeblikksbilde fra omkring 1995. Men selv om ressursene er konstante gjelder dette ikke for befolkningsmengden. Verdens befolkning øker raskt, slik det er illustrert i Figur 3. Denne illustrerer klart at vi for tiden er inne i en rask økning og at denne ventes å fortsette i lang tid.

Det er store usikkerheter om hvordan utviklingen vil bli på lang sikt, men på kort sikt (noen 10-år) er utviklingen temmelig sikker, og ikke til å stoppe uten at det forekommer svært alvorlige hendelser som epidemier eller krig.



Figur 3: Utvikling av jordens befolkning – fortid og beregnet framtid

- Midlere fornybar mengde vann er bestemt av det hydrologiske kretsløp og er i praksis omrent konstant for et gitt område.
- Befolkningsøkning medfører at en konstant vannmengde må deles på et stadig økende antall folk. Dette fører til at stadig flere land drives inn i en situasjon med underskudd og økte konflikter om vannressursene.

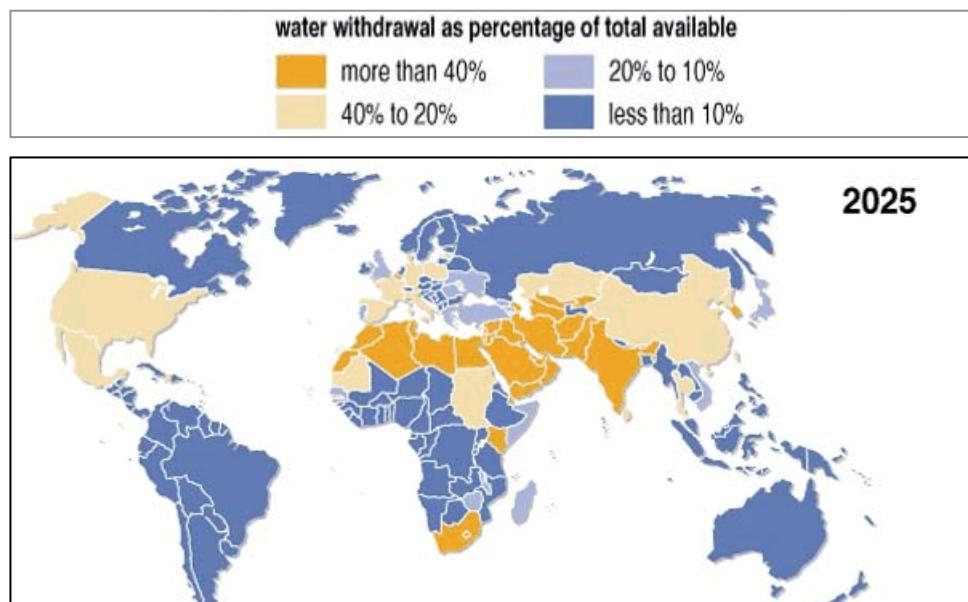
Det er forventet at en innen ca 100 år vil få en stabilisering av folketallet, kanskje omkring 11 milliarder, men her varierer beregningene naturlig nok mye. Det som imidlertid er sikkert er at vi nå er inne i en periode med meget rask økning, og at mye av denne økningen skjer i de fattigste landene ("Less developed countries") og at dette ofte er land som allerede i dag har knapphet på alt, også vann. Det betyr at knappe vannressurser må deles på stadig flere mennesker, og at de som har minst i dag vil bli utsatt for stort press.

Som eksempel kan vi bruke regionen Nord-Afrika som i 1950 hadde 2300 m³ vann pr. person, dette er i 2000 redusert til rundt 200 m³/person på grunn av eksplosiv befolkningsøkning. Ved en ytterligere økning i befolkningsmengde vil tallet bli ennå lavere i framtida.

Ved å bryte ned tallmaterialet for vannressurser og befolkningsutvikling på regioner eller helt ned på land, kan en regne ut

hvorfor vannforbruk ventes å utvikle seg framover, både som totalt forbruk og som forbruk i forhold til hva som er tilgjengelig som fornybare ressurser.

Det er da slik at en selvsagt aldri kan utnytte mer enn de fornybare vannressursene, i hvert fall ikke over lengre tid. Grunnvannsforekomster kan riktig nok pumpes opp og forbrukes på samme måte som vi gjør med olje, men det er da et forbruk som ikke kan vedlikeholdes over lengre tid fordi ressursen etter hvert vil tømmes, slik vi gjør med oljessonnsene. Slikt (mis)bruk av grunnvann er dessverre ikke uvanlig, i store deler av USA, India, Kina og Australia synker grunnvannsnivået raskt på grunn av overpumping. Dette kan være noen år, men vil før eller senere stoppe av seg selv og da kan det ha skjedd store skader, slik som for eksempel i Mexico city der grunnen under byen synker ukontrollert.



Figur 4: Beregnet vannforbruk i % av tilgjengelige fornybare vannressurser (år 2025)

Figur 4 illustrerer hvordan en venter at utviklingen vil gå i tiden fram mot 2025. Et stadig økende antall land, særlig i Nord-Afrika og Midt-Østen, ventes å passere en kritisk grense der de bruker opp mer enn 40 % av sine fornybare vannressurser. Mange andre, inkludert USA og Kina går inn i en sterkt presset situasjon der de bruker mellom 20 % og 40 %. Dette krever svært omfattende tiltak for å forvalte og fordele de knappe ressursene, og avansert teknologi for å samle opp og regulere tilgangen. Dette vil være mulig i høyt utviklede land som har rikelig med kapital og kunnskap, men mye vanskeligere i fattige utviklingsland.

5. ULIKE FORMER FOR BRUK AV VANN

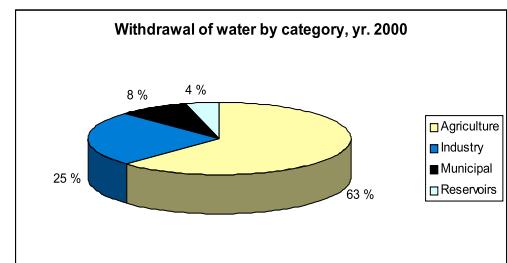
Når vi skal vurdere fordeling av vann og bruk av vann er det viktig å kjenne til hvordan vannet benyttes. Her kan det være store forskjeller mellom land og regioner. Det er vanlig å skille mellom fire hovedtyper av anvendelse:

- Alminnelig vannforsyning til husholdninger ("Domestic")
- Vann til industri
- Vann til jordbruk
- Vann som fordamper fra magasiner (reservoar)

Den siste kategorien (fordampning fra magasiner) opptrer der vi bygger magasiner i svært tørre strøk, slik som for eksempel Aswan-dammen i Egypt. Dette gir mulighet til å samle opp vann i flomperioder og slippe dette ut igjen i tørkeperioder, noe som er svært

viktig for å møte vannbehovet, men kostnaden ved dette er en økt fordampning fra vannflaten og tap av vann.

Det største vannforbruket har vi til jordbruk, deretter følger industri og til slutt alminnelig forsyning. Dette er illustrert ved Figur 5 som oppsummerer internasjonal statistikk og som illustrerer forholdet mellom de viktigste forbrukskategoriene.



Figur 5: Relativt forhold mellom de viktigste forbrukskategorier for vann

I tillegg til disse fire hovedkategoriene er det en rekke andre svært viktige former for bruk av vann, eller i hvert fall der det stilles krav til tilgang på vann:

- Energiproduksjon
- Resipient for utslipp
- Akvakultur
- Natur- og miljøinteresser

5.1 Om bruk og forbruk av vann

Det er stor forskjell når det gjelder hvordan vannressurser og miljø påvirkes av de ulike bruksformene. Nesten alle former for bruk påvirker vannet, enten ved å endre kvalitet

eller ved å endre mengden. Noen kategorier forbruker vannet og medfører at vannmengden reduseres slik at andre brukere ikke har tilgang. Dette gjelder i særlig grad landbruk (irrigasjon) og fordampning fra magasiner, men også mange typer industri og energiproduksjon. Ved termisk energiproduksjon (olje, kull, gass, kjernekraft) behøves store mengder kjølevann der mye av vannet fordampes. Ved vannkraftproduksjon utnyttes den potensielle energien i vannet, men vannmengde og vannkvalitet påvirkes lite.

Vann er en sentral innsatsfaktor i all matproduksjon. I dag går 70-80 % av alt vannforbruk til matproduksjon, særlig til kunstig vanning (irrigasjon). Vårt vannbehov kan kort og enkelt oppsummeres slik. Vi trenger:

- 2 l/dag for drikkevann
- 20 l/dag for vask og sanitær behov
- 200 l/dag er middelforbruk i Europa
- 2000 l/dag for produksjon av mat

Alminnelig bruk i husholdninger og lignende påvirker ofte vannkvalitet men ikke mengden. Det aller meste av vannet som brukes for eksempel i Trondheim slippes ut igjen som avløpsvann, og dersom det rennes kan det brukes om igjen. Langs store elver som Rhinen brukes vannet mange ganger. Også mye av vannet som brukes i industri påvirkes kvalitativt, men ikke så mye mht mengde. Også vann som brukes til akvakultur vil som regel påvirkes kvalitetsmessig, men ikke i mengde. Varmekraftverk kan gi såkalt termisk forurensning ved at kjølevannet slippes ut med forhøyet temperatur. Dette kan gi alvorlige miljøvirkninger i de elvene som mottar kjølevannet. Dette er et stort problem om sommeren i mange elver i Europa.

Vannkraftproduksjon påvirker vanligvis ikke verken mengde eller kvalitet, men dersom det bygges magasiner i tørre strøk kan økt fordampning føre til et vanntap. Selv om kvaliteten vanligvis ikke påvirkes, kan det oppstå andre miljøvirkninger, dette omtales senere i kurset.

Hensynet til naturlige økosystemer og til natur og landskap gjør at en ønsker å bevare elver og våtmarksområder mest mulig uberørt. Dette oppfattes vanligvis ikke som en bruk av vannet, men vil legge restriksjoner på bruk av vann til andre formål. I Norge gjelder dette kanskje først og fremst vannkraft, i mange

andre land går hovedkonflikten mellom naturvern og jordbruk, internasjonalt sett er de fleste damanlegg (ca 70 %) bygget for vannforsyning til jordbruket. I det såkalte Vanndirektivet som EU og EØS landene har vedtatt og som også Norge har forpliktet seg til å følge, er hensynet til Økologisk status i vannforekomstene et overordnet mål for vannforvaltningen. Den ideelle situasjonen som en skal prøve å nå er God økologisk status i flest mulig vannforekomster i Europa innen 2015.

5.2 Vann til matproduksjon

Som det framgår av Figur 5 er jordbruket den største forbruker av vann internasjonalt sett. Dette gjelder i særlig grad der det benyttes kunstig vanning (irrigasjon).

I Norge benyttes dette lite pga vårt relativt kjølige klima og rikelig med nedbør, noe som gjør at jordbruksarealene stort sett får tilstrekkelig med vann fra nedbøren. Men enten det brukes kunstig vanning eller ikke, så vil planteproduksjonen kreve store vannmengder. Det er store forskjeller mellom ulike typer avlinger, ris er for eksempel svært vannkrevende på grunn av dyrkingsmåten. Ennå mer vannforbruk kreves for kjøttproduksjon fordi dette først krever planteproduksjon og deretter vann til dyrene. Også prosessen med foredling og industriell matproduksjon krever mye vann. Beregnet vannforbruk i liter for hver kilo produsert mat er vist i Tabell 2.

På grunnlag av slike tall er det lett å forstå at når Norge importerer matvarer medfører dette også en skjult import av vann, dette kalles "Virtuelt vann". På verdensbasis er handel med mat og dermed "Virtuelt vann" svært omfattende. Et paradoks kan da være at matimport ofte skjer fra land og regioner med vannmangel, for eksempel hvete fra USA, frukt fra Spania og Israel, ris fra India og Kina og sukker fra Øst-Afrika.

Matvare	Vannforbruk (liter/kg)	Matvare	Vannforbruk (liter/kg)
Hvete	1100	Melk	800
Ris	1400	Olivenoilje	11000
Sorghum	540	Kjøtt	13500
Poteter	105	Egg	2700
Peanøtter	2500	Smør	18000
Oliven	2500	Sukker	2000

Tabell 2: Typisk vannforbruk for produksjon av ulike typer matvarer

6. TILGANG PÅ VANN OG ETTERSØRSEL AV VANN STEMMER SJELDEN OVERENS

Gjennomsnittstall for tilgjengelig vannmengde slik som ble presentert foran gir ikke noe fullstendig bilde. Tilgjengelige vannressurser er

ofte svært ujevnt fordelt både i tid og rom (geografisk). Dette betyr at det godt kan være overflod på vann i en del av året og underskudd i resten. Det kan også godt også være rikelig med vann i deler av et land og underskudd i andre deler. Vi kan si at det er to

hovedproblemstillinger som vi møter i nesten alle former for vannressursutnyttelse:

- Vannet er ikke tilgjengelig når vi trenger det
- Vannet er ikke tilgjengelig der vi trenger det

Det første problemet skyldes vanligvis ujevn fordeling over året av nedbør, i kalde strøk vil også snø og kulde føre til lange tørkeperioder om vinteren og en kort og hektisk smelteperiode om våren. Det finnes eksempler fra tropiske strøk det over halvparten av årsnedbøren er kommet i løpet av noen timer, og når regntiden er over kan man ha flere måneder uten regn.

Problemet med ujevn fordelig i tid, kan bare løses ved å samle opp vann i perioder med overskudd og slippe det ut igjen i tørkeperioder. Teknisk sett kan dette gjøres ved å bygge magasiner (reservoarer) og regulere fylling og tapping med luker og ventiler. Slike damanlegg har vært bygget i flere tusen år, men mest i løpet av forrige århundre da flere 10-tusen store damanlegg ble bygget over hele verden. Bare i Norge har vi mer enn 1000 store damanlegg.

Damanlegg vil ha stor nytteverdi men kan også være svært kontroversielle. De er spesielt omstridt dersom det området som oversvømmes har store verneverdier rent miljømessig, eller dersom det medfører flytting av mennesker. Ett kjent eksempel, Three Gorges dam i Kina medfører at nesten 2 million mennesker må flytte. I Norge medførte byggingen av Alta-dammen (Figur 6) store protester og omfattende sivil ulydighet i et forsøk på å stoppe dammen. De fleste vestlige land har bygget ut stor magasinkapasitet og er derfor i stand til å sikre både vannforsyning og vann til andre formål med høy sikkerhet. I de fleste utviklingsland er problemet at de har alt for få magasiner til å sikre vann, særlig til matproduksjon. Det vil medføre at vannet renner hurtig bort i regntiden, mens tørketiden gir vannmangel og ofte også matmangel som følge av manglene vann.



Figur 6: Alta-dammen

Det andre problemet skyldes at folk ikke alltid bor der det er mest regn og vannressurser. Det vil da være nødvendig å overføre vann fra

steder med mye nedbør til steder med stort forbruk. Slike overføringssystem var kjent allerede i romertiden da storlagte vannforsyningssystem med akvedukter over daler og elver ble anlagt for å føre fram vann til byene i det romerske imperiet. Overføringen kan baseres på kanaler, rørledninger eller tunneler, og kan strekke seg over store avstander som for eksempel i California der vannforsyningen til byene langs kysten kommer fra fjellene i øst og nord, hundrevis av kilometer unna. I områdene sør for Aralsjøen bygget ingeniører i Sovjet-tiden Karakum kanalen som frakter vann over 1000 km fra vannrike elver til ørkenområder i Turkmenistan og Usbekistan. Kina planlegger å bygge en ny gigantisk kanal for å føre vann fra det vannrike Sør-Kina nordover mot Peking der det er en nærmest konstant vannkrise pga sterkt befolkningsvekst.



Figur 7: Akvedukt fra romertiden

7. FN's SYN PÅ VANNUTFORDRINGENE

FN-systemet har mange organer som er svært opptatt av vann og vannforvaltning. Dette skyldes selvsagt at tilgang på vann regnes som viktig for utvikling av de fleste land.

Tiåret 2005-2015 er av FN utpekt som Internasjonalt vann-tiår med motto "Water for Life". I denne forbindelse har FN identifisert 11 hovedutfordringer for å oppnå de såkalte 1000-årsmålene som ble definert ved årtusenskiftet i år 2000. Et hovedfokus for FN er å bekjempe fattigdom og løfte opp flest mulig av de mange mennesker som i dag lever under ekstrem fattigdom.

FN har definert følgende «tusenårsmål» for vannsektoren:

- Å fjerne ekstrem fattigdom og sult
- Å kunne tilby primærutdannelse for alle
- Å fremme likhet mellom kjønnene og styrke kvinnenes rettigheter
- Å redusere barnedødelighet

Vannressursene er alltid ujevt fordelt, både geografisk og i tid. For å sikre oss en jevn og stabil tilgang på vann er det nødvendig å flytte vann fra områder med god tilgang til forbruksområder, for eksempel til byer og jordbruksområder.

Videre er det nødvendig å bygge magasiner for å lagre vann i våte perioder (regntid, snøsmelteperiode) og ta dette ut igjen i perioder med underskudd (tørketid, vinter).

- Å forbedre mødrenes helse
- Å bekjempe HIV/AIDS, Malaria og andre sykdommer
- Å sikre et bærekraftig miljø
- Å utvikle et globalt partnerskap for utvikling

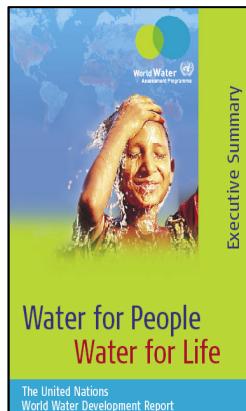
Vann er utpekt som et spesielt viktig tema, fordi tilgang på tilstrekkelig vann med god

kvalitet regnes som avgjørende for å nå mange av de andre målene, for eksempel å fjerne sult, å redusere barnedødelighet og å sikre mødrenes helse. Men bedret tilgang på vann kan også hjelpe til med å tilby primærutdannelse for alle, i dag bruker millioner av jenter i u-land mye av dagen til å hente vann til familien, slik at de ikke kan gå på skole.

FN har stort fokus på vann og forvaltning av vannressurser. Hele 24 FN-organisasjoner arbeider med vann og tilbyr mange spennende og utfordrende jobber for de som ønsker å jobbe internasjonalt.

FN har definert 11 hoved-utfordringer som må prioriteres i årene framover. Av disse kan vi nevne noen:

- Vann og helse
- Vann og økosystemer
- Vann i urbane områder
- Vann for matproduksjon
- Vann for industri
- Vann og energi
- Vann som risiko (flom, tørke)



- Challenge 1: Basic Needs and the Right to Health
- Challenge 2: Protecting Ecosystems for People and Planet
- Challenge 3: Cities: Competing Needs in an Urban environment
- Challenge 4: Securing Food for a Growing World Population
- Challenge 5: Promoting Cleaner Industry for Everyone's Benefit
- Challenge 6: Developing Energy to meet Development Needs
- Challenge 7: Mitigating Risk and Coping with Uncertainty
- Challenge 8: Sharing Water: Defining a Common Interest
- Challenge 9: Recognizing and Valuing the many Faces of Water
- Challenge 10: Ensuring the Knowledge Base
- Challenge 11: Governing Water Wisely for Sustainable Development

Figur 8: FN-rapporten som definerer 11 hovedutfordringer for bærekraftig bruk av vann. Rapporten er resultatet av samarbeide mellom 24 FN-organisasjoner.

7.1 Vann og helse

Grunnen til at vann og helse er satt opp helt på topp skyldes at vannbårne sykdommer ennå er så omfattende og ødeleggende på folks helse i store deler av verden, og særlig i utviklingslandene. Noen tall kan illustrere dette:

- Over 1.1 milliarder mennesker mangler tilfredsstillende drikkevann i dag
- Over 2.6 milliarder mangler tilgang til tilfredsstillende sanitærlosninger
- Vannrelaterte sykdommer er den vanligste årsak til sykdom og død i de fleste utviklingsland, årlig dør mer enn 12 millioner mennesker av slike sykdommer
- Blant verdens fattigste er til enhver tid nesten halvparten syke på grunn av dårlig vann og dårlige sanitærforhold

Samtidig vet vi ut fra erfaringene i vestlige land at dette er forhold som kan rettes opp ved planmessig innsats på vannforsyning og sanitæranlegg. Dette kan langt på vei utrydde vannbårne sykdommer slik det skjedde i Vest-Europa og Amerika fra slutten av 1800-tallet. Ennå i 1890 var barnedødelighet i England like høy som i Nigeria i dag. Kolera var "the big killer" i byer som London og hyppige epidemier med store dødstall var vanlig. En planmessig utbygging av sikker vannforsyning kombinert med sikre sanitæranlegg reduserte og fjernet nesten helt de fleste vannbårne sykdommer i løpet av noen få tiår. Det er riktig

å si at det ikke først og fremst var medisinske framskritt som medførte de dramatiske forbedringene en så i folkehelse tidlig på 1900-tallet, men utviklingen av og bruk av moderne vannteknologi. I FNs tusenårs mål er ett av delmålene å skaffe bedre tilgang til drikkevann for 1.5 milliarder mennesker og bedre sanitærforhold for 1.9 milliarder innen 2025. Dette vil igjen bidra til å oppnå flere av de andre målsettingene.

Denne målsetningen gjentas og understrekkes på nytt i FNs "UNDP Human Development Report 2006" som kom i fjor høst og som satte hovedfokus på vann og sanitærforhold.

7.2 Vann og økosystemer

En rekke økosystemer er truet av menneskelig påvirkning, kanskje særlig våtmarksområder som regnes blant de mest verdifulle økosystemer på grunn av stort biologisk mangfold og høy produksjon. Samtidig er våtmarker svært ettertraktet som områder for menneskelig bruk, og denne trusselen stiger i takt med økende befolkning.

Det er en nærmest kobling mellom befolkningsøkning og press mot viktige økosystemer på grunn av økt forbruk, utbygging av infrastruktur, endring av arealbruk, forurensning og generell overforbruk av ressurser. En spesiell men svært viktig trussel er innføring av fremmede plante- og dyrearter. Et kjent eksempel er den såkalte vann-

hyasinth, en plante som ble innført til Afrika som pynteplante, men som mangler naturlige fiender og som etter hvert har vokst ukontrollert i svært mange elver og vassdrag i Afrika, med store problemer til følge.

7.3 Vann og matproduksjon

For å produsere mat behøves store mengder vann, i gjennomsnitt regnes at 2000 m³/person og år brukes til matproduksjon. Kunstig vanning har bidratt avgjørende til å sikre matforsyning til en sterkt økende befolkning, men legger samtidig også beslag på stadig mer vann. Dette er en stor utfordring videre, sett i lys av den store befolkningsøkningen. Vi behøver mer vann til mange formål, men også mer mat og dette må i hovedsak produseres fra landområder som krever vanning, siden de beste landbruksarealene uten vanning allerede er tatt i bruk.

Allerede i dag går 70-80% av alt vannforbruk til matproduksjon, og hvis befolkningsøkningen fortsetter vil dette sette et stadig økende press på vannressursene, noe som ventes å føre til økende "vannstress" i stadig flere land siden tilgjengelig vannmengde er konstant og ikke kan økes.

7.4 Vann og energiproduksjon

For å bedre levevilkår for verdens mange fattige kreves ikke bare bedre vannforsyning og sikrere matforsyning, men også en betydelig økning i energiforsyning for å avlaste tungt manuelt arbeid som i dag i stor grad utføres av mennesker og trekkdyr. I FN rapportene understrekkes viktigheten av bedret energiforsyning like sterkt som for mat. Bruk av ved til koking og matlaging medfører mange stedet et sterkt press på skogen, når denne hogges ned oppstår ofte jorderosjon og også ueheldige endringer i avrenningsforhold og vannkvalitet. Behovet for utbygging av elektrisitetsproduksjon er stort i de fleste utviklingsland, men i dag kompliseres dette av kravet til reduksjon av CO₂ utslipp av hensyn til klimavirkninger.

I dag er vannkraft den absolutt viktigste kilde til fornybar energiproduksjon i verden, og ventes å bli det i lang tid selv med økende fokus på vindkraft og solenergi. Kostnadene ved vannkraft er gjennomgående langt lavere enn andre fornybare energikilder for strømproduksjon, noe som er svært viktig for fattige utviklingsland. Det er også slik at selv om mange vestlige land har bygget ut en stor del av sine vannkraftressurser, så er situasjonen en annen i utviklingsland. I FN rapporten er det beregnet at vannkraft kan økes fra 2380 TWh i 1995 til 4210 TWh i 2010, en årlig økning tilsvarende hele Norges vannkraftproduksjon!

Selv om en slik økning i vannkraftproduksjon både kan være mulig og ønskelig, kan det oppstå mange problemer. Dette gjelder både hensyn til natur- og miljøvern, hensyn til å unngå flytting av folk, og ikke minst konkurranse med vann til jordbruksvanning. I mange land vil økende forbruk til jordbruket lett tømme elvene og forhindre både energiproduksjon og mange andre brukere av vannet. Et godt eksempel på dette finner vi i Pangani vassdraget i Tanzania der konflikten mellom vann til irrigasjon og vann til energiproduksjon er tydelig.

Også i Norge er vannkraft svært viktig for energiproduksjon, nær 99 % av all elektrisk energi i Norge produseres fra vannkraft. Selv om det er bygget ut mye vannkraft (120 TWh) er det ennå mye igjen (ca 40 TWh) som kan bygges ut dersom det er politisk vilje til dette. En mer detaljert omtale av vann og energi er gitt senere i dette faget.

8. VANN SOM KILDE TIL KRIG OG KONFLIKTER

Det har vært sagt at "Mens tidligere kriger ble utkjempet om olje vil framtidens kriger bli utkjempet om vann". Selv om dette utsagnet også bestrides, peker det trolig på noe viktig. Vann er en så viktig ressurs at den er livsnødvendig for alle, og kontroll av vannressurser er vitalt for nasjonale interesser. Dette er godt illustrert i Midt-Østen, der kontrollen med vannressurser synes å ligge bak mye av de strategiske disposisjonene som gjøres av Israel både ved plassering av muren mot Vest-bredden, ved plassering av bosettinger i Palestinske områder og ved å sikre seg Golan-høydene, kildeområdet for den viktige Jordan elva.

En finner også lignende strategiske konflikter i Nilens nedbørfelt, der 10 land i større eller mindre grad er avhengige av vannressursene i Nilen. Mest tydelig er kanskje konflikten mellom de såkalte "nedstrøms" statene Egypt og Sudan, og "oppstrøms" stater som Etiopia og Uganda. Begge de siste har et desperat behov for utvikling av matproduksjon og energiproduksjon der vann spiller en nøkkelrolle. Samtidig er Sudan og i ennå større grad Egypt fullstendig avhengig av det vannet som kommer i Nilen, i hovedsak fra Etiopia (80 %) og Uganda (20 %). I dag brukes praktisk talt 100 % av alt vann i Nilen til jordbruksoppstøm i Sudan og Egypt, dersom oppstrøms land begynner å bruke mer at dette vil det uvegerlig føre til mindre vann nedstrøms. Og alle land har en sterk befolkningsøkning som legger økende press på de allerede knappe ressursene.

Siden Jordens befolkning øker raskt mens vannressursene er uforandret, blir det økende konkurranse om og press på vannressursene. Dette fører til konflikter og kan i verste fall utløse krig om kontrollen av vannressurser. Noen har sagt at "Mens tidligere kriger ble utkjempet om olje vil framtidens kriger bli utkjempet om vann".

Noen eksempel på steder med høyt konfliktnivå er:

- Israel/Palestina
- Tyrkia/Irak
- Nilen
- Sentral-Asia (Aral-sjøen)

Det er vanskelig å se hvordan land som Etiopia og Uganda skal kunne komme ut av sin ekstreme fattigdom uten å ta større kontroll over sine vannressurser, og lett å forstå at de finner det både rimelig og rettferdig å gjøre det siden vannet kommer fra deres egne landområder. Men hittil har særlig Egypt holdt hardt på de internasjonale avtalene som ble etablert av England under kolonitiden, der formålet var å sikre vann til sine kolonier og til de gigantiske jordbruksområdene som ble etablert og basert på kunstig vanning fra Nilen. Det er nå en rekke initiativ på gang i FN regi for å prøve å finne fram til løsninger som kan være mer rettferdige enn dagens system, og å forhindre at det oppstår væpnet konflikt om vannet.

Vi finner også mange andre lignende konflikter der vann krysser grensene, og der inngrep og endringer i vannmengde- og kvalitet kan medføre skader og ulepper i nabolandet. Noen slik eksempel er for eksempel Tyrkia og Irak, India og Bangladesh og USA.

Det synes nå overveiende sannsynlig at klimaet er under endring, og at dette skyldes menneskelig påvirkning.

Global økning i lufttemperatur i løpet av dette hundreåret kan bli fra +2 grader hvis mottiltak settes i verk raskt, og opp til 3-4 grader hvis vi fortsetter med "Business as usual".

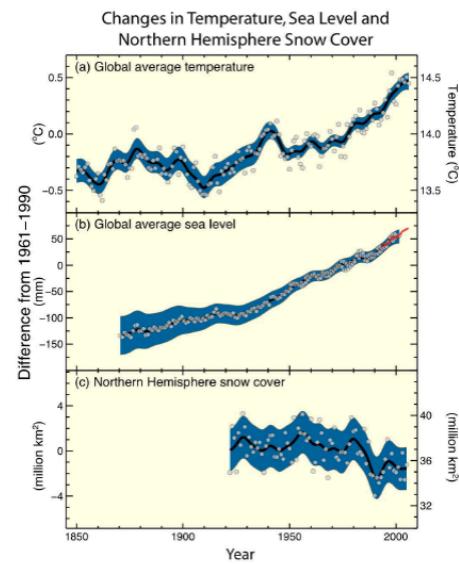
Klimaendringen vil også virke inn på mengde og fordeling av nedbør, og dermed på fornybare vannressurser både lokalt og globalt.

Det er derfor svært viktig å ta med virkninger av klimaendringer ved all langsigtig vannressursplanlegging. Det legges derfor stor vekt på dette i forskning og utdanning om vann.

landjorden gir samtidig en reduksjon i avløp og dermed i tilgjengelige ressurser. Netto effekt vil variere sterkt, i Norge ventes økningen av nedbøren å dominere slik at en får mer vann i elvene, i mange land i Afrika vil økt fordampning dominere over nedbøren og kunne gi en nedgang i de fornybare vannressursene, med store negative konsekvenser til følge. Selv en liten økning i fordampning i for eksempel Lake Malawi, en av de største sjøene i Afrika, kan redusere avrenning så mye at vannføringen ut av sjøen kan stoppe helt opp. Dette har også skjedd periodevis tidligere, men kan nå bli en permanent situasjon.

En temperaturøkning kan også medføre at snødekket blir mindre og med kortere varighet, slik som illustrert på Figur 9. Dette kan gi store endringer i hydrologiske forhold, noen med positive virkninger (mer stabil vannføring om vinteren), andre mer negative (dårligere forhold for vintersport).

Nedbørforholdene ventes også å endre seg i retning av mer intense nedbørepisoder, og slik at mer av nedbøren kommer i kraftige regnskyll. IPPC vurderer dette som "Very likely", mer enn 80% sikkert. Dette kan gi økende frekvens av flommer og flere skadeflommer. I motsatt retning ventes også at hyppighet av tørkeperioder vil øke, men dette er ikke like sikkert. ("Likely" eller >66% sikkert).



Figur 9: Observerte endringer i global temperatur (a), globalt havnivå (b) og snødekket på Nordlige halvkule (c). Fra siste IPCC rapport, februar 2007.

Som en oppsummering kan det dessverre synes som om de områdene som allerede nå har for lite vann vil få mindre (for eksempel Midt-Østen, Nord-Afrika og Sør-Europa), mens de som har rikelig nedbør (som Norge) vil få

mer. Dette vil forsterke ulikheten i tilgang på vannressurser, forsterke tørkeproblemene i vannfattige strøk og samtidig gi økt ekstremvær og flommer i andre strøk.

Virkningene på vannressursene er ennå ikke godt nok kjent ennå, og det ventes betydelig forskningsaktivitet på dette feltet i mange år framover, også ved NTNU. Her blir dette et tema for eksempel innenfor programmet Bærekraftig Infrastruktur som starter opp i 2007. Her ønsker en både å studere de virkninger klimaendringer kan ha på infrastruktur, og hvilke tekniske tiltak som kan gjøres for å motvirke uheldige virkninger, for eksempel på vannforsyning, vassdragsanlegg, veier og på vannkraftsystemet.

Dette notatet er forfattet av Ånund Killingtveit, professor ved Institutt for vann- og miljøteknikk.



Forelesningsnotat Nr. 4 - Professor Ånund Killingtveit og professor Knut Alfredsen

Generell hydrologi

Formålet med dette notatet er å gi en introduksjon til grunnleggende hydrologi.

Du skal ha lært:

- Hva hydrologi er
- Hva er et nedslagsfelt og hvordan kan vi finne dette
- Det hydrologiske kretsløpet og den grunnleggende vannbalansen

1. INNLEDNING

1.1 Hva er hydrologi?

Hydrologi er en geofysisk vitenskap, og omfatter i videste forstand læren om vann på jorden. Vanligvis avgrenses hydrologen mot oceanografi som omfatter læren om vannet i verdenshavene og meteorologi som omfatter vann i atmosfæren. Hydrologi som vitenskap består i hovedsak i utforskning av forekomster, fordeling og sirkulasjon av vann på kontinentene. Dette omfatter også vannets kjemiske, fysiske og biologiske egenskaper, samt samspillet med levende organismer.

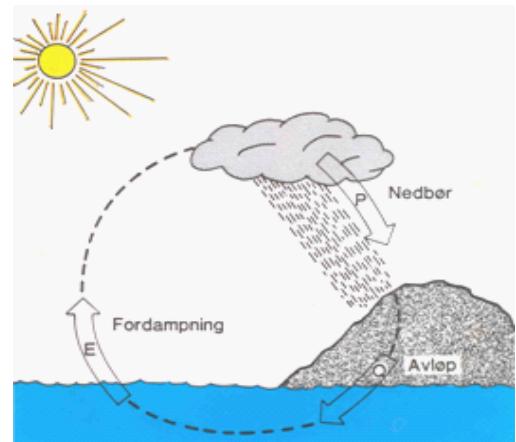
I tillegg er hydrologi en ingeniørdisiplin, idet hydrologisk kunnskap er grunnlag for en rekke oppgaver av ingeniørmessig art. Dette omfatter feks. vannkraft, vannforsyning, avløps-systemer og forbygnings- og flomdemplingstiltak.

For vannkraftformål er hovedinteressen knyttet til måling av tilgjengelige vannmengder i vassdragene for dimensjonering av installasjoner, prognoseringer for tilsig på kort sikt (timer, døgn) eller på lang sikt for optimalisering av drift og flomberegninger for kontroll av damsikkerhet. Ved flomberegning er en spesielt interessert i sammenheng mellom flomstørrelser og risiko, enten direkte fra observert avløp eller ved å beregne flom fra ekstrem nedbør.

1.2 Det hydrologiske kretsløp

Begrepet det hydrologiske kretsløp er sentralt innenfor hydrologen. Med dette menes at alt vann på jorden deltar i et kontinuerlig kretsløp fra havet via atmosfæren til jordoverflaten, og

derfra tilbake til havet som avrenning eller gjennom grunnvannet. Drivkraften i dette kretsløpet er innstrålt energi fra solen, Figur 1.



Figur 1: Det hydrologiske kretsløpet

En mer detaljert framstilling av det hydrologiske kretsløpet er vist i Figur 2. Denne viser hvordan de store hovedstrømmene (fordampning - nedbør - avløp) kan brytes ned i flere komponenter. De skraverte feltene viser magasiner der vannet kan lagres i kortere eller lengre tid, før det igjen inngår i det store kretsløpet.

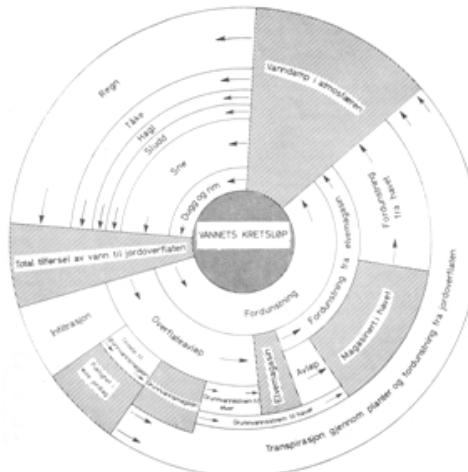
I tillegg til dette såkalte "store" kretsløpet mellom hav-atmosfære-land-hav finner vi også et kortere kretsløp, det "lille" kretsløpet. Dette skjer der vann som fordamper fra havet regner direkte tilbake på havoverflaten.

Koblingen mellom meteorologi og hydrologi er spesielt viktig fordi vannet i atmosfæren er "bindeleddet" mellom vann i havet og vann på landjorden.

Det hydrologiske kretsløpet drives av at jordkloden er ujevnt oppvarmet, og er sentralt for alt liv på jorden.

Sirkulasjonen av vann er et lukket system der vann verken forsvinner eller kommer til. Kretsløpet består av vann i alle faser, fast, flytende og gass.

Prosesser som driver vann gjennom kretsløpet er fordamping, nedbør og avrenning. Desse varierer mye både i tid og rom.



Figur 2: Detaljert skisse av vannets kretsløp

1.3 Komponenter i det hydrologiske kretsløpet

Ved å dele opp det hydrologiske kretslopet i en rekke mindre delsystemer er vi bedre istrand til å måle, beskrive og forstå de enkelte hydrologiske prosesser. Hvilke delsystem vi ønsker å betrakte er avhengig av vårt formål med undersøkelsen. Eksempler kan være:

- Et kontinent
 - Et vassdrag
 - En innsjø
 - En elvestrekning

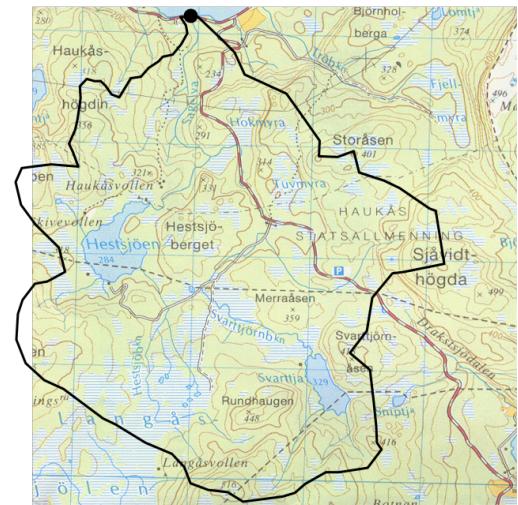
For detaljerte studier av nedbør- og avløpsprosesser, samvirke med jordbunnen o.l., kan det være nødvendig å studere svært små felt, ned mot noen få m², eller å rendyrke eksperimenter i avgrensede beholdere, såkalte lysimetre.

For ingeniørmessige anvendelser er vanligvis nedbørfeltet den viktigste enhet. Dette betyr ofte at vi må gjøre forenklinger i beskrivelsen av prosessene, og inngå kompromisser mellom nøyaktighet i prosessbeskrivelse og tilgjengelighet av måledata. Synonymt med nedbørfelt brukes også uttrykk som nedslagsfelt, tilsigsfelt, avrenningsområde eller vassdrag. Nedbørfeltet som hydrologisk "enhet" er nærmere omtalt nedenfor.

1.4 Nedbørfeltet som hydrologisk enhet

Oppstrøms for et vilkårlig punkt i et vassdrag kan vi definere et nedbørfelt som er avgrenset av et vannskille, Figur 3. All nedbør som faller innenfor vannskillet vil før eller senere enten fordampe eller komme som avløp ved det valgte punktet. Vannskillet utgjør grensen mellom forskjellige nedbørfelt. På et topografisk kart vil vannskillet alltid skjære høydekotene i rett vinkel. I felt med store løsmassemektigheter kan det være nødvendig å skille mellom overflatevannskillet (også kalt

topografisk vannskille) og grunnvannskillet. Det siste kan variere med tiden, avhengig av grunnvannsoverflatens topografi, mens det topografiske vannskillet vil være uforanderlig innenfor lange tidsrom. I norske vassdrag er løsmassemektigheten såpass liten at en bare unntaksvis behøver å skille mellom de to formene for vannskille. Heretter vil uttrykket vannskille alltid bety topografisk vannskille.

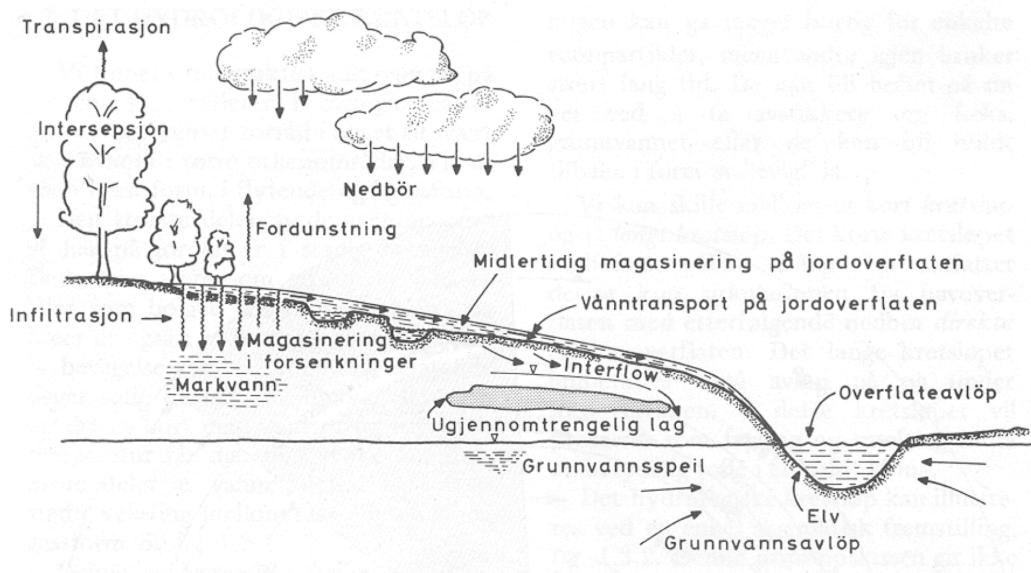
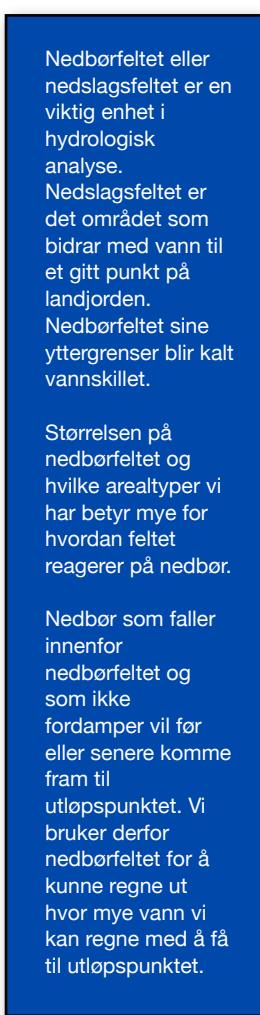


Figur 3: Nedslagsfelt. Utløpspunktet er markert

Vannskillet kan med god nøyaktighet bestemmes ut fra topografiske kart, helst i M711-serien. Disse har målestokk 1:50 000. Etter at vannskillet er tegnet inn kan feltareal bestemmes ved planimetrisering, evt. med andre og enklere metoder. Et alternativ til den manuelle metoden er å bruke GIS og digitale høydedata. Det finnes flere metoder som kan utnytte høydedata til å finne nedslagsfeltet til et vilkårlig punkt, t.d. ArcHydro /8/.

På veien fra nedbør til avløp, vil vannet lagres i kortere eller lengre tid i forskjellige former for magasin i feltet: i snø, markvann, grunnvann, innsjøer og elver. Mengden av vann som lagres i feltet og oppholdstiden i de forskjellige former for magasin vil bestemmes av meteorologiske, topografiske og geologiske forhold. De viktigste typer hydrologiske prosesser i et felt er definert på Figur 4. En mer detaljert forklaring til enkelprosessene og magasiner er gitt i neste avsnitt.

For å kunne forutsi nedbørfeltets "reaksjon" på en gitt nedbørmengde er det nødvendig å kunne måle eller beregne vannmengden inn i og ut av systemet, samt innholdet i de forskjellige former for magasin. Måling av "interne" tilstander er omtalt i Kap. 2, sammen med en kort beskrivelse av de viktigste prosesser som virker her. Metoder for måling av nedbør og avløp, de to viktigste datatypene, dekkes i andre fag senere i studiet.

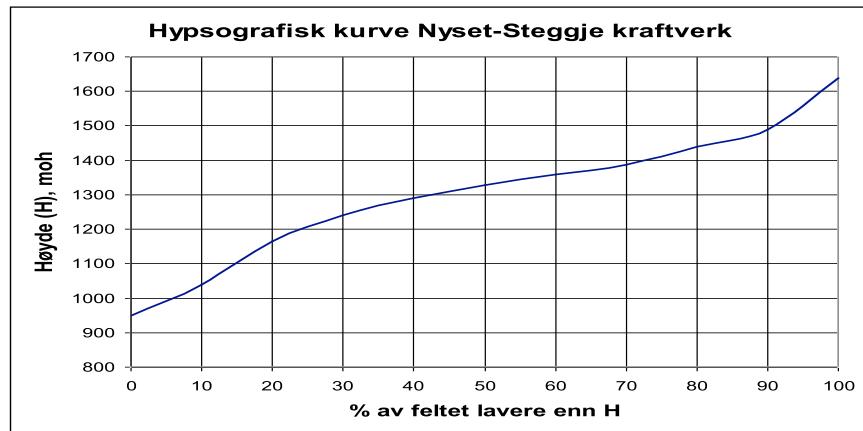


Figur 4: Prosesser og tilstander i et nedbørfelt. Fra /2/.

I tillegg til feltareal har en ofte behov for å kjenne andre typer feltparametere for ulike typer hydrologiske analyser. For flomberegning har følgende parametere vist seg å være nyttige:

- Feltets lengde, L_f
- Sjøprosent, A_s og effektiv sjøprosent A_{se}
- Vassdragets gradient (Høydeforskjell/ L_f)
- Høyde-Arealfordeling (Hypsografisk kurve)

Feltets høyde-arealfordeling er spesielt viktig å kjenne ved kalibrering og bruk av nedbørvløpsmodeller. Eksempel på Høyde-Arealfordelingskurve for et felt er vist i Figur 5.



Figur 5: Høyde-Arealfordeling i et nedslagsfelt. Blir også kalt hypsografisk kurve.

1.5 Vannbalanseligningen

Vannbalansen for et nedslagsfelt kan uttrykkes ved ligningen:

$$P = Q + Et \pm \Delta S$$

Der P er nedbør, Q er den totale avrenningen og Et er fordampingen. Denne ligningen gjelder for en lange tidsperioder, minimum et år. Skal vannbalanseligningen brukes for kortere tidsperioder må en ta hensyn til endringer i magasinering av vann i feltet, og ligningen får da formen:

$$P = Q + Et \pm \Delta S$$

Der ΔS beskriver endringene i feltet sin magasinering over den tidsperioden vi ser på. Fortegnet på magasiningsleddet vil variere om vann blir lagret i magasinet eller om det blir frigitt fra magasinet. Ved studier av korttidsvannbalansen i Norge er magasiningsleddet spesielt viktig med tanke på snømagasinet.

Sett over lang tid kan vi formulere vannbalansen for et nedbørfelt som ligningen:
$Q = P - E_t$
der
Q er avrenning
P er nedbør
E_t er fordamping
For ingeniørmessige oppgaver er vi spesielt interessert i å finne avrenningen, både med tanke på bruk av vann og dimensjonering av strukturer som skal tåle store vannmengder
Regner vi vannbalansen over kortere tidsrom må vi ta hensyn til midlertidig lagring av vann som for eksempel snø eller grunnvann.

Måned	P	Q	E	ΔS	Snø
September	144	82	31	+31	-
Oktober	171	110	14	+47	+26
November	143	80	6	+57	+53
Desember	146	86	6	+54	+38
Januar	88	55	6	+27	+25
Februar	81	31	6	+44	+35
Mars	86	57	20	+9	+13
April	116	142	29	-55	-57
Mai	96	157	73	-134	-133
Juni	105	53	96	-44	0
Juli	109	45	95	-31	-
August	81	27	64	-10	-

Tabell 1: Vannbalansen for Sagelva forskningsfelt for en periode på 5 år /9/.

Tabell 1 viser gjennomsnittlig månedlig variasjon i vannbalansen for Sagelva forskningsfelt for en periode på 5 år. Endringer i snømagasinet er vist spesielt, og de resterende magasinendringene skjer i grunnvanns-, overflate- og markvannsmagasinet.

Ved bruk av vannbalanseligningen bør regneperioden velges slik at magasineringen blir så liten som mulig. I klimaet som vi har i Norge velger vi derfor å starte det hydrologiske året den 1. September siden vi da vanligvis ikke har noe snø i feltet og ellers lave verdier for magasinert vann.

1.6 Hovedtrekk i Norges hydrologi

Hovedtrekkene i Norges hydrologi er bestemt ut fra meteorologiske forhold og topografi. Nedbøren er de fleste steder langt høyere enn fordampningen, noe som gir avløp gjennom hele året, om enn med store sesongmessige variasjoner. Gjennomsnittstall for Norges vannbalanse er som følger, i henhold til de nyeste tilgjengelige data:

Nedbør (P):	1415 mm/år
Fordampning (E):	235 mm/år
Avløp (Q):	1180 mm/år

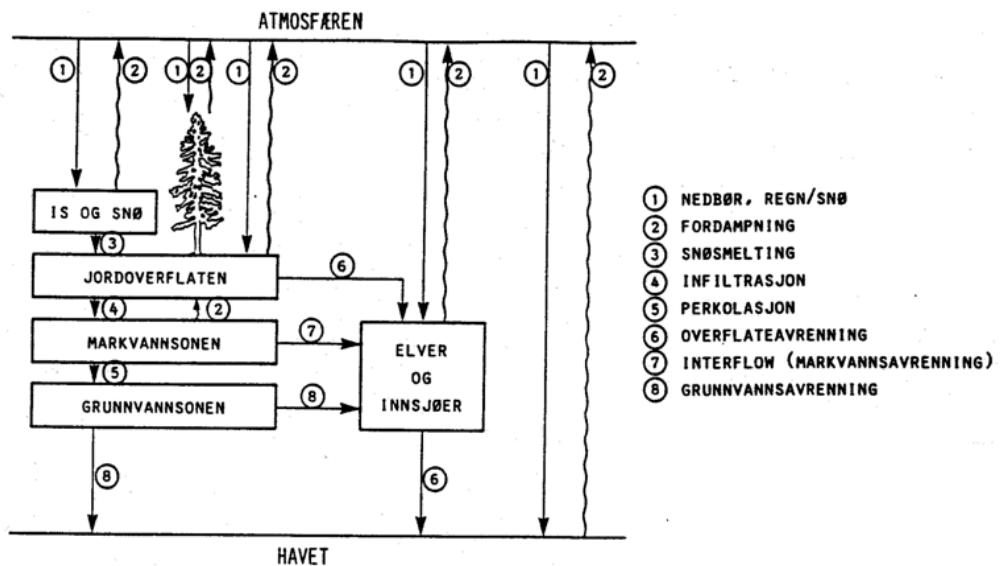
Det er store geografiske variasjoner over landet i alle tre komponenter. Dette er illustrert i de tre såkalte vannbalansekartene som er vist

i Vedlegg 1, 2 og 3. Disse er satt opp som ledd i et nordisk arbeid, og er hentet fra /2/.

2. HYDROLOGISKE PROSESSER I ET NEDBØRFELT

I et nedbørfelt finnes en rekke ulike former for magasiner der nedbør blir holdt tilbake i kortere og lengre tid, for den til slutt fordamper eller renner ut av vassdraget som avløp. Vi skal her kort følge vannets vei gjennom de viktigste former for magasiner og samtidig omtale de prosesser som bidrar til å endre innholdet av magasinert vann. Ved en systembetraktnng av nedbørfeltet omtales gjerne magasiner som tilstander. Dette er en vanlig terminologi ved konstruksjon av hydrologiske modeller der modellene gjengir systemets interne tilstander og prosesser, og hvordan disse endres av ytre meteorologiske påvirkninger (nedbør, temperatur, stråling, luftfuktighet, vind, etc.).

Figur 6 viser hovedkomponenter (tilstander og prosesser) i et nedbørfelt, satt opp som en systemmodell. Tilstander (magasinert vann) er vist med bokser og prosesser med piler. Figuren er en forenklet framstilling av de prosesser som var omtalt på Figur 4. Denne måten å framstille tilstander og prosesser på danner grunnlaget for oppbygging av såkalte begrepsmessige nedbør-avløpsmodeller.



Figur 6: Skjematisk oppsett av prosesser (piler) og tilstander (bokser) i et nedslagsfelt.

2.1 Intersepsjonsmagasinet

En del av nedbøren når aldri jordoverflaten, men fanges opp av trær, busker og annen vegetasjon i feltet. Dette kalles intersepsjon. Lagringskapasitet i intersepsjonsmagasinet varierer med vegetasjonstype og -mengde, men vil oftest ligge i området 0.5-2.5 mm (0.5-2.5 liter/m²). Dette kan synes lite, men kan likevel være viktig fordi dette vannet lett fordamper tilbake til atmosfæren når nedbøren er over, ofte i løpet av et par timer. Dersom nedbøren faller i mange og små skurer, kan en betydelig del av den totale nedbørmengden "tapes" og ikke bidra til avløpet. Dette kan utgjøre 50% eller mer av nedbøren i sommerperioden i felt med kraftig vegetasjon og stor fordampning.

2.2 Overflatemagasin

Den nedbør som når jordoverflaten vil en kort periode magasineres på overflaten. Dette vannet vil så enten renne av direkte til nærmeste vassdrag eller infiltrere (trenge ned) i bakken. Noe av vannet kan også fordampe tilbake til atmosfæren. Magasinering direkte på jordoverflaten utgjør maksimalt noen få mm og har derfor liten betydning i større vassdrag, men regnes som viktig å ta med ved beregning av raske avløpstopper ved dimensjonering av avløpsanlegg i urbane stank. I nordiske nedslagsfelt der grunnen oftest består av sterkt permeable (gjennomtrengelige) jordarter, vil vanligvis nedbøren infiltrere raskt ned i bakken. Direkte avrenning på jordoverflaten vil vanligvis bare skje der det er bart fjell eller andre tette flater (asfalterte flater, tak, etc.).

På verdensbasis vil omtrent 65% av nedbøren som faller på landområdene fordampe. I mange områder på jorden gjør høy fordampning at lite vann går til avrenning. Da vil kunnskap om fordampingen være svært viktig ved planlegging av bruk av vann.

I Norge er det tilsvarende tallset rundt 17%. Dette betyr at en stor del av nedbøren går til avrenning, og at vi har rikelig tilgang til vann til forbruk i Norge. Men det er viktig å huske at det kan være stor variasjon i nedbøren både mellom år og mellom ulike landsdeler

Selv frosset jord vil normalt ha en betydelig infiltrasjons-kapasitet, og bare i spesielle tilfeller gi direkte overflateavrenning.

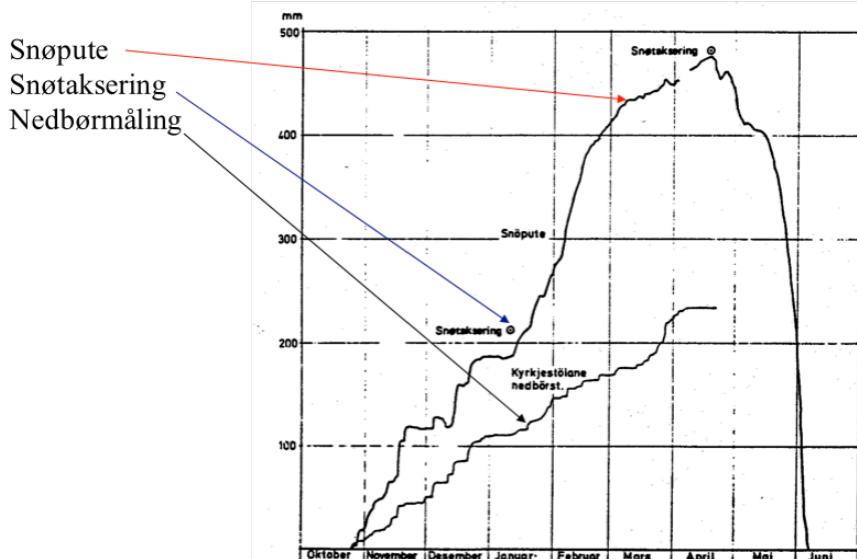
2.3 Snødekket

Gjennom vinterperioden vil nedbør kunne falle som snø, og det bygger seg da opp et snømagasin i feltet. Vanninnholdet i dette snømagasinet vil selvagt variere med en rekke faktorer, men ved slutten av vinteren vil snømagasinet i norske vassdrag typisk inneholde 200-500 mm vann. Både høyere og lavere verdier er også vanlige. Et snødekke på 1m vil ved slutten av vinteren oftest ha en tetthet på 0.3-0.5 g/cm³, og dermed inneholde 300-500 mm eller 300-500 liter/m².

Bestemmelse av vannmengde i snømagasinet er en viktig oppgave i forbindelse med de fleste former for hydrologiske prognosenter. Snømagasinet i et felt kan bestemmes på flere måter, som kan klassifiseres i følgende tre hovedgrupper:

- Ved direkte måling i feltet (snøpute, snøtaksering, snøradar osv.)
- Ved akkumulasjonsberegnung (fra nedbørdata)
- Med hydrologiske modeller

Et hovedproblem ved bestemmelse av snømagasinet, spesielt i høyfjellsområder, er snødekkets store arealmessige variasjon over feltet. Her er spesielt omfordeling av snø gjennom vindens påvirkning viktig. Det er viktig at målemetodene tar hensyn til denne variabiliteten ved utplassering av målestasjoner /1/.



Figur 7: Måling av snømagasinet med kontinuerlig metode, akkumulert nedbør og manuelle snøtakseringer.

For hydrologien i Norge spiller snø en stor rolle. I store områder vil all nedbør om vinteren bli lagret som snø. Denne snøen smelter på våren og kommer da som avrenning og bidrar til vårflommen.

Kunnskap om snømengden (ofte kalt snømagasinet) er viktig i praktisk hydrologi i Norge, blant annet for å kunne varsle om stor flomfare eller forutsi hvordan kraftmagasinene vil bli fylt opp.

Figur 7 viser eksempel på kontinuerlig måling av snømagasin ved hjelp av såkalt snøpute, et instrument som i Norge er tatt i bruk ved mange målestasjoner. På samme figur er tegnet inn akkumulert målt nedbør på samme stasjon, og resultatet fra manuelle målinger, såkalte snøtakseringer. Merk at den målte nedbøren ligger langt lavere enn den virkelige snømengden, dette skyldes det problemet en har ved å måle snønedbør i vinterperioden.

Snødekket bygges opp av nedbøren så lenge energibalansen mellom snødekket og atmosfæren er negativ, dette skjer stort sett så lenge lufttemperaturen er lavere enn 0 °C. Når snødekkets energibalanse blir positiv varmes snødekket opp til 0 °C, og dersom energitilførselen fortsetter vil snøsmeltingen starte. Snøsmelting kan bestemmes ved flere metoder, mest anvendt ved ingeniørmessige beregninger er den såkalte grad-dag metoden:

$$SM = CX \cdot (T - TX) \quad (1)$$

der:

SM = Snøsmelting i mm/dag

CX = Graddag-faktor mm/°C*dag

T = Lufttemperatur (døgnmiddel) i °C

TX = En terskelverdi, som oftest nær 0 °C

Beregning av snøsmelting må også ta hensyn til at snølaget kan inneholde en viss mengde smeltevann som er bundet kapillært til snøen. Dette magasinet må fylles opp med smeltevann før snølaget frigir vann til bakken.

2.4 Markvann

Nedbør og evt. snøsmelting bestemmer totaltilførsel av vann til jordoverflaten. Dette vannet vil som nevnt foran normalt infiltrere

ned i bakken og inn i den såkalte markvannssonnen. Dette er betegnelsen på det jordrommet som finnes over grunnvannsspeilet. I dette området er porene bare delvis fylt med vann mens de under grunnvannsspeilet er helt fylt. Den øverste delen av markvannssonnen, der hovedmengden av vegetasjonens røtter finnes, kalles også for rotsonen. Rotsonens tykkelse er vanligvis mindre enn 0.5 m, selv om enkelte røtter kan trenge ned langt dypere. Mengden av vann i rotsonen er av avgjorende betydning for vegetasjonens vannopptak og vekst. En betydelig del av vannet i rotsonen fordampes gjennom transpirasjon av vegetasjonen i sommerhalvåret. Siden vegetasjonen forbruker mye vann vil rotsonen ofte være uttørket, noe som gir en stor buffer for å lagre vann når det igjen kommer nedbør. Dette vil i sterk grad påvirke hvor stor andel av nedbøren som går videre til avrenning, også kalt netto eller effektiv nedbør.

Dersom grunnvannsspeilet ligger på 1m dybde i morenjord betyr dette at markvannsmagasinet kan inneholde 300-500 mm vann totalt. Bare en mindre del av dette er imidlertid tilgjengelig for plantene. Vanninnholdet i markvannsmagasinet kan variere mellom Feltkapasitet FC som er største mulige vanninnhold og ned til Visnegrens som er nedre grense for hvor mye vann plantene greier å trekke ut av jorden gjennom fordampning. Vanligvis vil innhold av vann i markvannsmagasinet variere med 50-100 mm over året, med uttørking gjennom sommerperioden og oppfylling i høst- og vårflopperioden.

Innholdet av vann i markvannssonnen er av avgjorende betydning for hvor stor del av

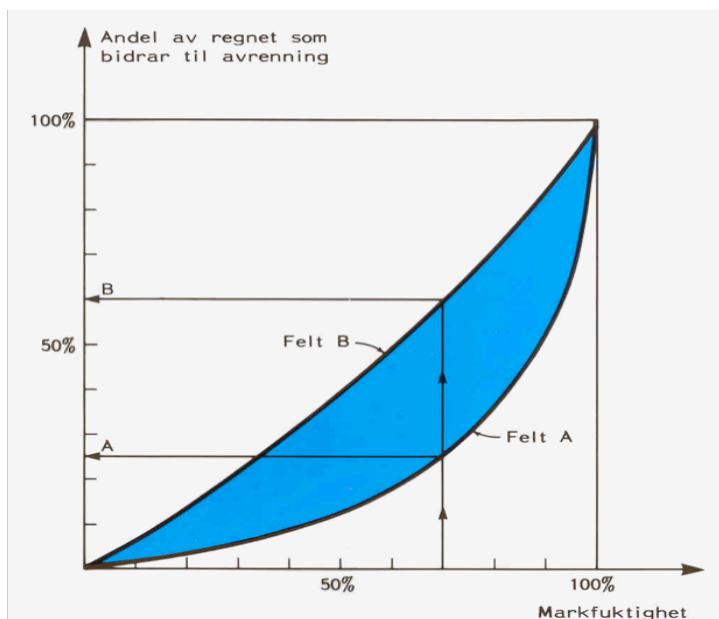
Måling og beregning av variablene i det hydrologiske kretsløpet er viktig for å sikert kunne regne på vannbalansen. Sentrale måledata er vannføring og nedbør, men vi mäter også snø og grunnvann. Nasjonalt ansvar for målinger er i hovedsak gitt til:

- Norges vassdrags og energidirektorat (NVE) som mäter vannføring i mange elver rundt om i landet. NVE mäter også grunnvann og snø i en del nedbørfelt.
- Norges meteorologiske institutt (met.no) mäter nedbør og andre klimadata som temperatur og vind.

Oversikt over både måledata og beregningsdata: se www.senorge.no

nedbøren som vil gi bidrag til avrenning, såkalt effektiv nedbør. Dette er illustrert i Figur 8. Direkte måling av vanninnhold i markvannssonen er komplisert og arbeidskrevende, og en er derfor i praksis avhengig av å beregne vanninnholdet ved å

utføre en kontinuerlig vannbalanseberegnung. Dette utføres sikrest med en hydrologisk modell, der effektiv nedbør bestemmes for hvert nedbørtlfelle på grunnlag av relativ oppfylling i markvannsmagasinet, slik som illustrert i Figur 8.



Figur 8: Skjematisk oppførsel av markvannsmagasin. Effektiv nedbør, dvs. den andel av nedbøren som går til avrenning, avhenger sterkt av markvannsmagasinets oppfylling ved starten.

I eksemplet på Figur 8 vil et nedbørtlfelle som faller i et felt med 70% mettet markvannsmagasin, resultere i at ca. 25% av nedbøren går til avrenning i felt A og ca. 60% i felt B. Sammenheng mellom metningsgrad i markvannsmagasinet og %-vis avrenning kan variere betydelig fra ett felt til et annet, og har bl.a. sammenheng med sammensetning, mektighet og geografisk fordeling av løsmasser i feltet. Bestemmelse av denne sammenhengen (illustrert med kurvene for felt A og felt B i Figur 8), er en svært sentral oppgave under tilpasningen av hydrologiske modeller for et felt. Det kan vises at denne sammenhengen kan beskrives matematisk gjennom ligning (2):

$$\delta P / P = (SM / FC)^\beta \quad (2)$$

der:

- δP = Effektiv nedbør (går til avrenning)
- P = Nedbør+snøsmelting i tidsskrittet
- SM = Innhold i markvannsmagasinet
- FC = Feltkapasitet
- β = feltavhengig parameter

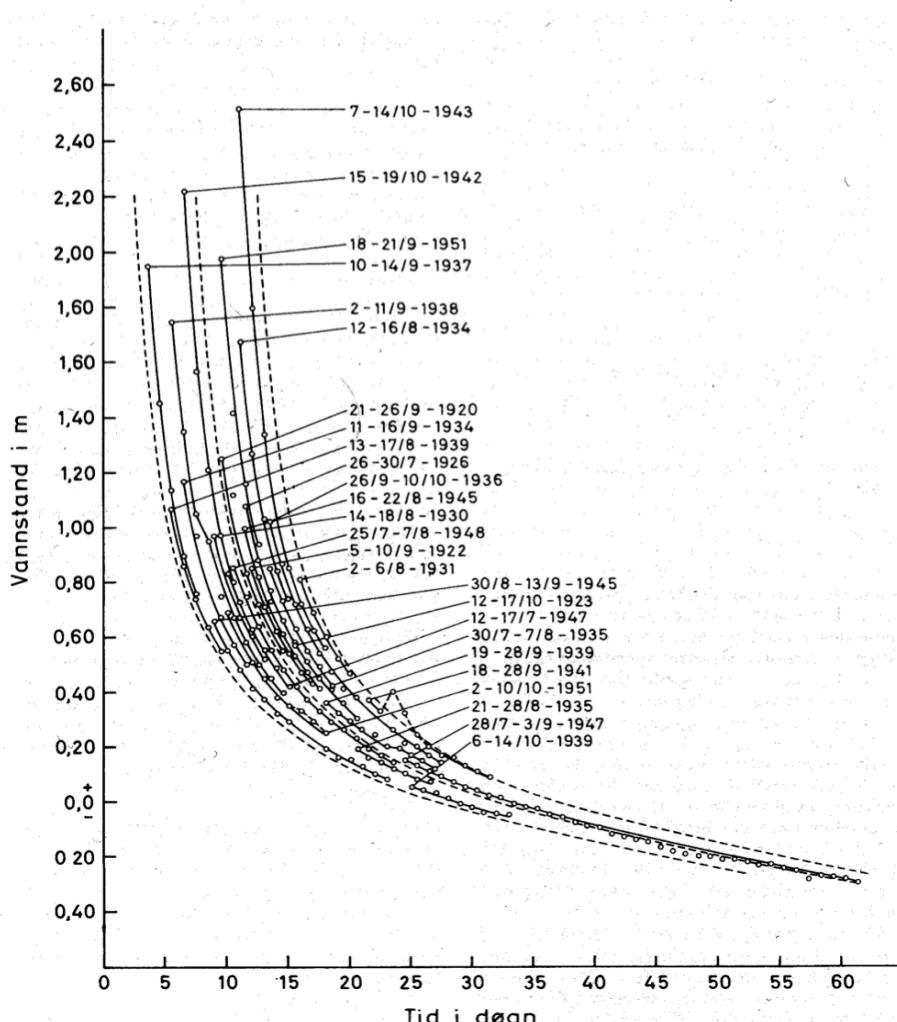
Denne beregningsmetoden benyttes bl.a. i HBV-modellen som er en av de mest brukte nedbør-avløpsmodeller i Norge og Norden.

Når effektiv nedbør er bestemt kan innholdet i markvannsmagasinet beregnes gjennom en vannbalanseberegnung der startmagasin, nedbør, fordampning og effektiv nedbør inngår.

2.5 Grunnvann

Grunnvannsmagasinets størrelse varierer med jordtype og løsmassenes mektighet. Det er vanligvis bare grunnvannet i løsmassene som har praktisk betydning for vannbalanse og avløpsberegninger i norske (og nordiske) vassdrag. Grunnvannsmagasinet kan riktig nok inneholde relativt store vannmengder (opp til 500-600 mm pr. meter løsmasser), men variasjonen i magasinert mengde er liten, sjeldent over $\pm 10\text{mm}$ gjennom året regnet for hele feltet. Dette medfører at vannet ofte har lang oppholdstid i grunnvannet, fra noen få år i løsmasser opp til flere tusen år for grunnvann i fjell.

I tørrværperioder om sommeren og gjennom størstedelen av vinteren vil store deler av avløpet fra et felt komme fra grunnvannet. Et grunnvannsmagasin vil tappes ut på en veldefinert måte, etter den såkalte tørrværskurven, slik at en ut fra kjent utgangstilstand kan beregne (prognosere) grunnvannsavløpet i tiden framover med god nøyaktighet.



Figur 9: Målte tørrværskurver

Fremtidige endringer i klima vil påvirke det hydrologiske kretsløpet gjennom økt fordamping. Luften får økt kapasitet til å holde på vann og dette vil endre nedbørmonstret. Endringer i klima vil også påvirke lagring av vann som snø eller breer og dermed fordelingen av avrenning over året.

Dette er viktige tema innenfor hydrologien. Det er viktig å forstå sammenhengen mellom det hydrologiske kretsløpet og klimaet for å forbedre klimascenarier for fremtiden, og vi må se hvordan klimaet påvirker hydrologien for å kunne forutsi fremtidig utvikling.

Eksempel på målte tørrværskurver i et felt er vist i Figur 9. Oppfylling og uttapping av grunnvannsmagasinet kan modelleres med såkalte lineære kar, der en antar at det er en lineær sammenheng mellom vanninnhold i karet og avrenningen. Slike lineære kar er viktige komponenter i nedbør-avløpsmodeller. Oppfylling og uttapping av et lineært kar kan beskrives matematisk med følgende enkle ligningssett:

$$\begin{aligned} q &= k \cdot H \\ H_{t+\Delta t} &= H_t + P - q \end{aligned} \quad (3)$$

der:

- P = nedbør inn i karet, mm/tidsskritt
- q = vannføring ut av karet, mm/tidsskritt
- H = vannstand i karet, mm
- k = en tidskonstant, enhet l/tidsenhett

Denne ligningen gir en eksponentielt fallende vannføring, med same form som tørrværskurvene på Figur 9. I praksis, feks. i HBV-modellen, benyttes litt modifiserte

varianter av lineære kar.

2.6 Magasinering i sjøer og vassdrag

Den totale vannmengden som er magasinert i vassdrag og innsjøer utgjør vanligvis en relativt liten vannmengde, sammenlignet med magasinering i snø, markvann og grunnvann. I uregulerte felt utgjør variasjonen i denne type magasin ofte bare få mm. I mange typer beregninger kan vi derfor se bort fra disse magasinene, eller inkludere dem sammen med grunnvannsmagasinet. Dette gjøres feks. i HBV-modellen.

Ved beregning av flommer i vassdrag er det imidlertid svært viktig å ta hensyn til selv kortvarig magasinering av vann i innsjøer og elver, siden dette fører til en betydelig utjevning og demping av flomtopper. Her er spesielt innsjøer effektive, og den såkalte sjøprosenten er derfor en viktig feltparameter ved mange typer flomberegninger.

Ved beregning av flomforløp i vassdraget kan magasinering og uttapping og flombølgens

form og forløp beregnes med stor nøyaktighet. Denne beregningsoppgaven kalles routing. (Noe godt norsk uttrykk er ikke kjent.) Det benyttes ulike metoder for routing i innsjøer med horisontalt vannspeil og i elver og kanaler med hellende vannspeil. Teori og beregningsmetodikk for slike beregninger ligger utenfor det som blir diskutert i dette notatet, her nevnes bare at vannbalanseligningen er utgangspunktet for å sette opp ligningene som brukes.

REFERANSER

- /1/ Andersen, T., Gottschalk, L., Harestad, J., Killingtveit, A., Tveit, J. og Aam, S.: Snømåling for kraftverkdrift. Rapport til rådet for den kraftverkshydrologiske tjenesten. Trondheim 1982.
- /2/ Otnes, J. og Ræstad, E.: Hydrologi i praksis. Ingenørforlaget A/S, 1978.
- /3/ Andersen, J., Hjukse, T., Roald, L. og Sælthun, N.R.: Hydrologisk modell for flomberegninger. NVE-Hydrologisk avdeling, Rapport Nr.2 – 1983
- /4/ Harlin, J.: Hydrological modelling of extreme floods in Sweden. Dr.grad avhandling ved KTH, Stockholm 1992.

/5/ Colderup Jensen, C., Killingtveit, A., Larsen, O., Nesse, L. og Sundøen, K. Datainnsamlingsutstyr for meteorologi og hydrologi. En håndbok for kraftverkspersonale Vassdragsregulantenes Forening, Trondheim mai 1992

/6/ Shaw, E.M.- Hydrology in practice. Van Nostrand Reinhold Int. 1988

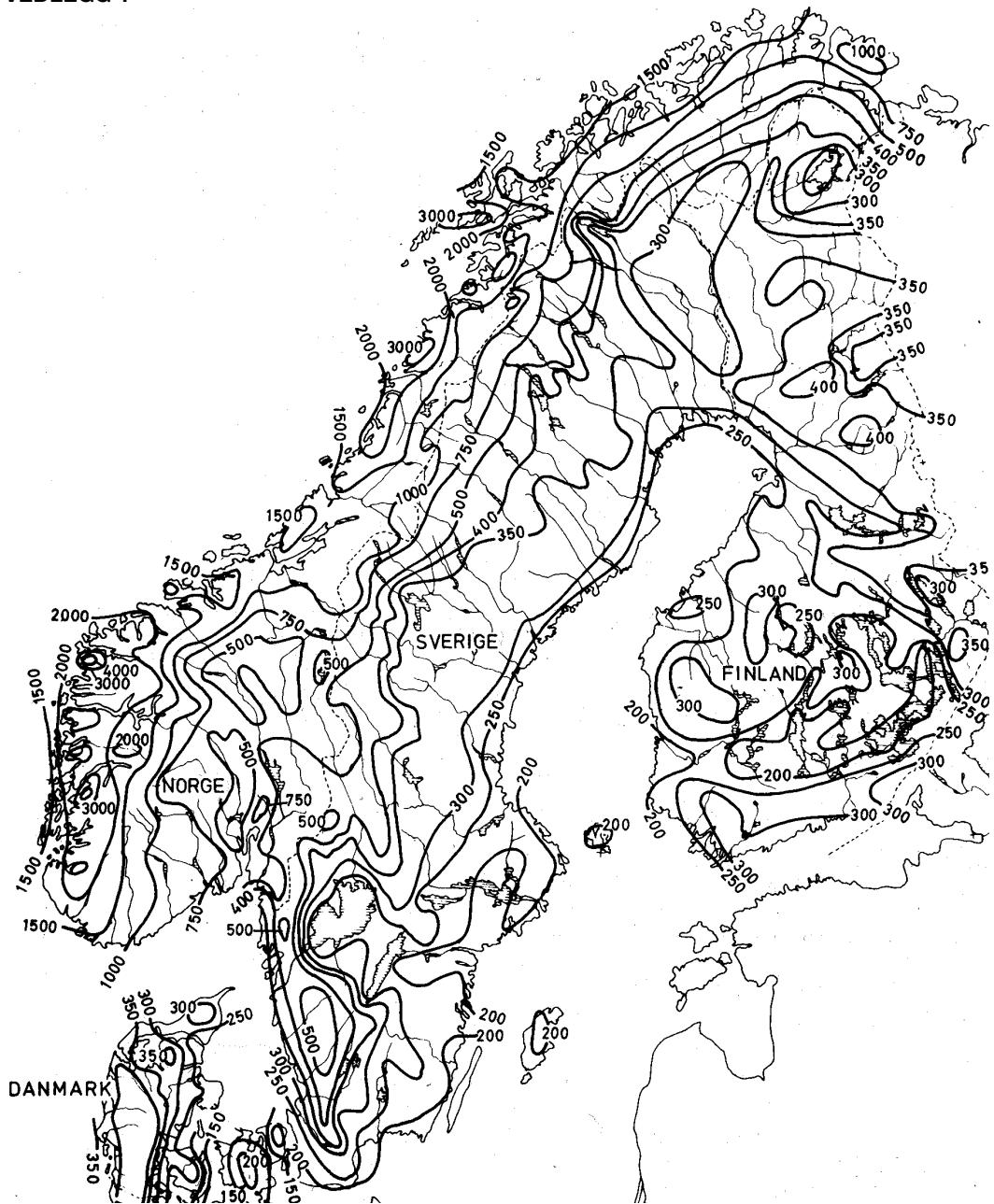
/7/ Mosevoll, G. og Wedum, K.: Håndbok i vannføringsmåling. NTNF Program for VAR-teknikk ISBN 82-7337-434-8 Trondheim 1985

/8/ ArcHydro: <http://www.crwr.utexas.edu/giswr/hydro/ArcHOSS/index.cfm> (9.3.2009)

/9/ Killingtveit, Å. En studie av vannbalansen i Sagelva hydrologiske forskningsfelt. Institutt for vassbygging, NTH, 1976.

Dette notatet er forfattet av Ånund Killingtveit og Knut Alfredsen, begge professorer ved Institutt for vann- og miljøteknikk.

VEDLEGG 1



Årlig avløp i mm. Middelverdier for normalperioden 1930-60 for Skandinavia og Finland.
Hentet fra /2/

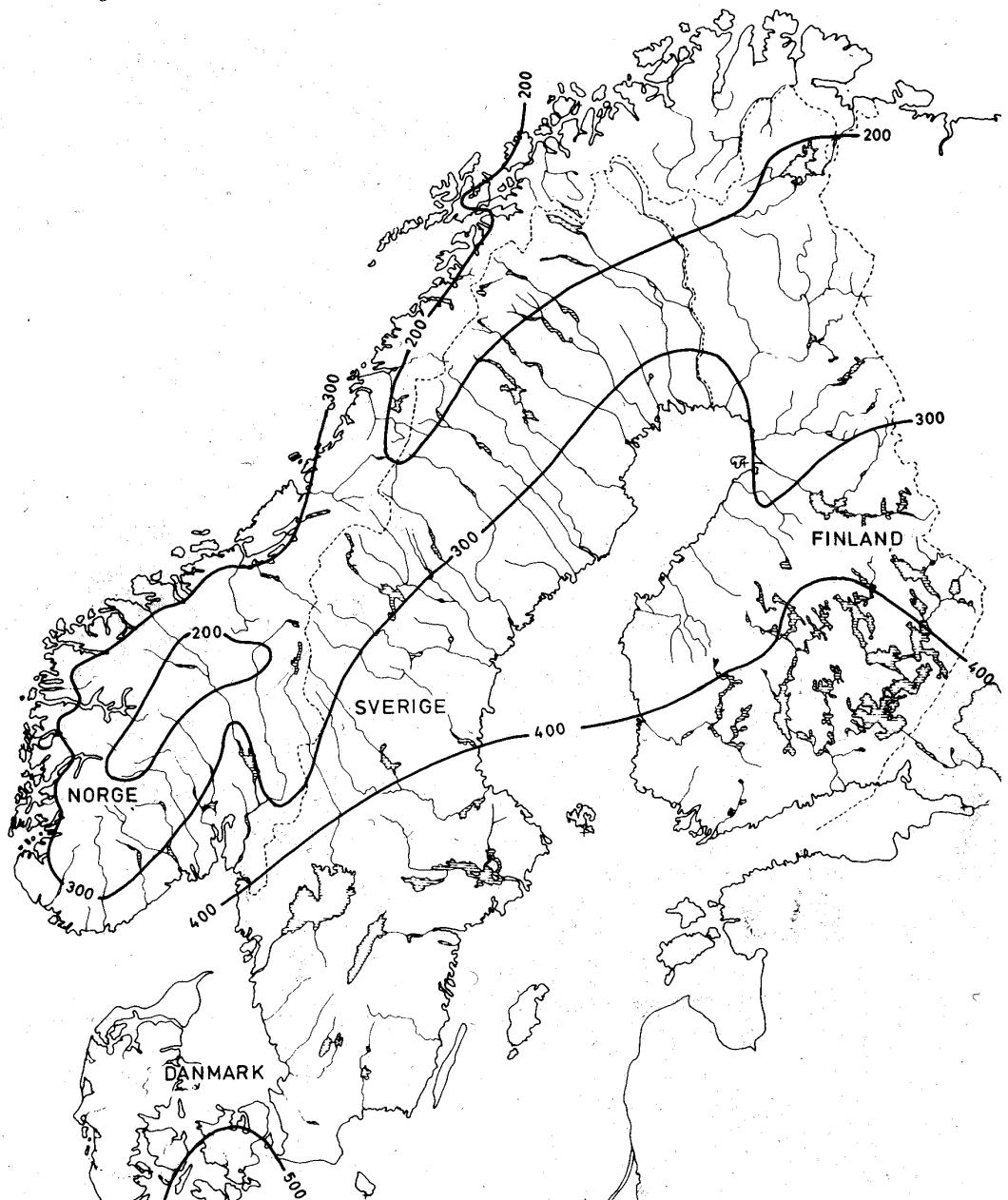
VEDLEGG 2

Fig. 1.4.9. Årlig NEDBØR i mm. Middelverdier for normalperioden 1930–60. Skandinavia og Finland. Kartets verdier kan avvike fra midlet av observerte nedbørdata.



Årlig nedbør i mm. Middelverdier for normalperioden 1930–60 for Skandinavia og Finland.
Hentet fra /2/

VEDLEGG 3



Årlig fordampning i mm. Middelverdier for normalperioden 1930-60 for Skandinavia og Finland.
Fig. fra /2/



Forelesningsnotat Nr. 5 - Professor Ånund Killingtveit og Professor Leif Lia

Vannkraft og energiproduksjon

Formålet med dette notatet er å gi en introduksjon til produksjon av vannkraft.

Du skal ha lært:

- oppbygningen av et vannkraftverk
- prinsippene for energiproduksjon
- hva menes med effekt, produsert energi, samt falltap

1. INTRODUKSJON

Vannkraft har fra tidenes morgen blitt utnyttet som en energikilde og var helt fram til oppfinnelsen av dampmaskinen de viktigste kilde til mekanisk kraft i tillegg til muskelkraft fra mennesker og dyr. I dag tenker vi vel oftest på vannkraft som elektrisk energi produsert fra vann, og det er jo den dominerende bruken i våre dager. Men i eldre tider var vannkraft brukt til å drive møller, til sagbruk, til å skaffe mekanisk kraft til blåsebelger i smier og

smelteverk, for pumping av vann i gruver og en rekke andre formål. Mange byer, for eksempel Røros og Rjukan, ble plassert der de ligger på grunn av tilgang til billig vannkraft.

I denne sammenheng vil vi fokusere på produksjon av elektrisk energi, og videre vil vi omtale dette bare som vannkraft, og anlegget som omformer energien til elektrisk energi kalles et vannkraftverk. Noen viktige begrep og enheter for effekt og energi er vist i Tabell 1 nedenfor.

Effekt er energi per tidsenhet.

Grunnenheten for effekt er watt, og følgende enheter brukes:

$$\begin{aligned} 1 \text{ W}, \quad \text{watt} &= 1 \text{ J/s} \\ 1 \text{ kW}, \quad \text{kilowatt} &= 10^3 \text{ W} = 1\,000 \text{ W} \\ 1 \text{ MW}, \quad \text{megawatt} &= 10^6 \text{ W} = 1\,000\,000 \text{ W} \end{aligned}$$

Energi er definert som evnen til å utføre arbeid

Grunnenheten for energi er joule (J).

$$\begin{aligned} 1 \text{ kWh}, \quad \text{kilowattime} &= 10^3 \text{ Wh} = 1\,000 \text{ Wh} \\ 1 \text{ MWh}, \quad \text{megawattime} &= 10^6 \text{ Wh} = 1\,000\,000 \text{ Wh} \\ 1 \text{ GWh}, \quad \text{gigawattime} &= 10^9 \text{ Wh} = 1\,000\,000\,000 \text{ Wh} \\ 1 \text{ TWh}, \quad \text{terawattime} &= 10^{12} \text{ Wh} = 1\,000\,000\,000\,000 \text{ Wh} \end{aligned}$$

Tabell 1: Enheter for energi og effekt

2. HOVEDTREKK I ET VANNKRAFTVERK

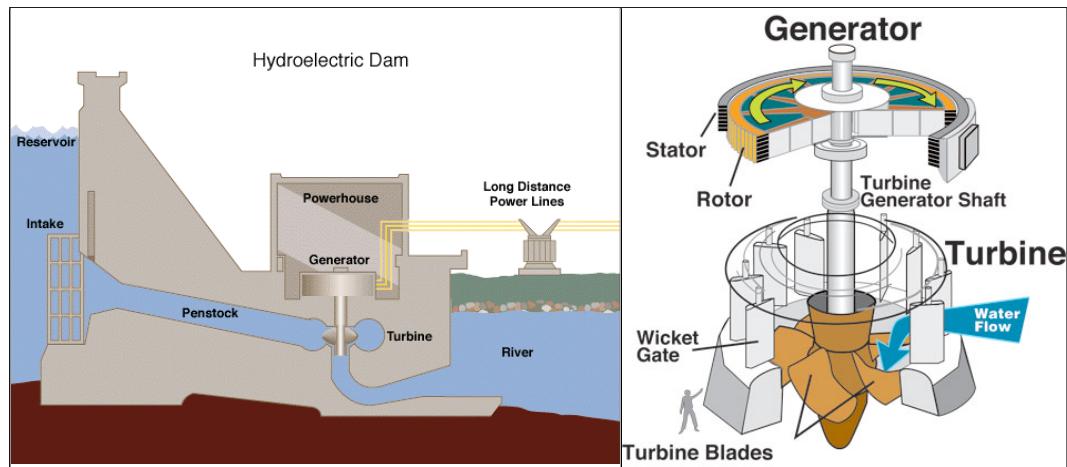
Alle vannkraftverk har noen komponenter som er felles, dette er illustrert på Figur 1. Det er vannets potensielle energi som utnyttes, eller mer presist energiforskjellen mellom et øvre nivå (overvann) og et nedre nivå (undervann). På figuren er denne forskjellen mellom et overvann i magasinet og undervann i elva

nedenfor dammen. En dam sperrer elva og sørger for forhøyet vannstand i et magasin ovenfor dammen. Fra magasinet kan vannet tappes gjennom et inntak ("intake") og gjennom en trykksjakt ("penstock") fram til turbinen. Når vannet strømmer gjennom turbinen vil vanntrykket sette turbinen i rotasjon og overføre denne kraften mekanisk til en aksel (Turbine-Generator Shaft) som igjen

er forbundet med en elektrisk generator som omformer den mekaniske energien til elektrisk energi.

Den elektriske energien, nå i form av vekselstrøm, transporteres ut av kraftverket via kabler, og blir vanligvis transformert opp i

spenning før strømmen sendes ut på høyspente kraftlinjer som bringer strømmen fram til forbrukerne. Før strømmen kan brukes må den igjen transformeres ned, gjerne i flere trinn og fordeles videre ut i det lokale fordelingsnettet.



Figur 1: Prinsippskisse for et vannkraftverk (venstre) med turbin og generator (høyre). (Fra Wikipedia)

De vanligste turbintypene er:

- Pelonturbin
- Francisturbin
- Kaplanturbin
- Røraggregat

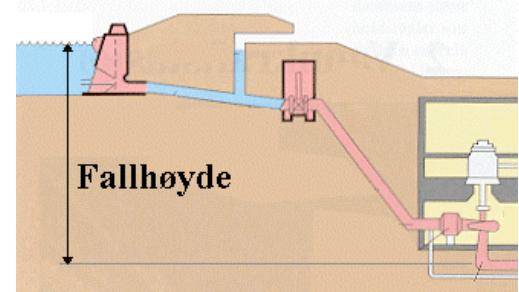
Kraftverket som er vist på Figur 1 er et såkalt elvekraftverk, her er både dam og kraftverk bygget sammen til en enhet der vannet strømmer i en kort vannvei fram til turbinen. Slike kraftverk har vanligvis liten høydeforskjell mellom over- og undervann, og bygges i store elver der det ikke er praktisk mulig å demme opp overvannet mer enn noen få meter.

I Norge bygges finnes slike elvekraftverk først og fremst i de store elvene, for eksempel i Glomma. Også i Nidelva finnes slike elvekraftverk, men på grunn av topografiske forhold er dam og kraftverk der separert med en kort rørgate i mellom. Elvekraftverk kalles også ofte lavtrykksanlegg fordi høydeforskjellen mellom over- og undervann er liten, opp til noen få titalls meter. Elvekraftverk har vanligvis liten eller ingen magasinering av vannet, men må utnytte vannet etter hvert som det kommer til inntaket (Eng: "Run-of-the-River" plant).

De fleste større kraftverk i Norge er såkalt høytrykksanlegg, der en på grunn av topografien plasserer kraftverket langt fra magasin og inntak, og overfører vannet via tunneler som kan være mange km lange. På denne måten kan det oppnås mye større høydeforskjell og dermed større potensiell energi og større energiproduksjon ved samme vannmengde.

Høytrykkskraftverk bygges i Norge nesten alltid inne i fjellet, og vannet føres i en tunnel fram til kraftverket, og fra kraftverket og ut

igjen i elva nedenfor, evt. direkte ut i havet. På denne måten er nesten alle komponenter skjult inne i fjellet, det eneste synlige trekk i landskapet blir dammen og kraftlinjene som bringer strømmen ut til forbrukerne. Slike høytrykks fjellanlegg er en typisk norsk teknologi som er utviklet ved bygging av flere hundre kraftverk gjennom de siste 50 år.



Figur 2: Høytrykks kraftverk (Kilde EBL)

En spesiell type vannkraftverk er såkalte pumpekraftverk som er reversible slik at vannet kan pumpes opp i perioder med liten belastning, typisk om natten, og slippes tilbake for å produsere kraft i høystperioder, typisk på dagtid.

3. FRA VANNKRAFT TIL ELEKTRISITET - NOEN FORMLER OG BEREGNINGER

All bruk av vannkraft baserer seg på å bruke den potensielle energien som ligger i vannet når det faller fra et høyt til et lavere nivå (fallhøyde). Dette kan være over en avstand på

ned til et par meter i et møllehjul, og opp til langt over 1000 m i et moderne vannkraftverk. Ved å la vannet renne kontrollert gjennom en maskin, for eksempel en vannkraftturbin, kan en stor del av den potensielle energien gjøres om til mekanisk energi, som enten kan brukes direkte eller via en ny omforming gjøres om til for eksempel elektrisk energi i en generator. Den effekten (P) som vi kan ta ut fra vannet vil være avhengig av disse tre hovedfaktorer:

- Vannmengde (Q)
- Fallhøyde (H)
- Maskinens effektivitet (η)

Ved å bruke de vanligste enheter, kW for effekt, m^3/s for vannføring og m for fallhøyde, og anta 9.81 m/s^2 for tyngdens akselerasjon g , kan vi sette opp følgende ligning:

Effekt (angis i kW):

$$P = 9.81 \cdot \eta \cdot Q \cdot H$$

Den energimengde (E) som vi kan få produsert vil være avhengig av effekt P (kW) og tid Δt (timer) slik at:

Produsert energi (angis i kWh):

$$E = P \cdot \Delta t$$

Merk deg disse begrepene og formlene:

- Effekt
- Produsert energi
- Falltap

Disse enkle ligningene forteller oss at når vi skal vurdere potensialet for vannkraft for elektrisitetsproduksjon, så må vi skaffe fram opplysninger både om hvor mye vann som er tilgjengelig, hvilken fallhøyde som kan oppnåes, og hvor lang tid denne vannmengden er tilgjengelig (varighet). Som vi skal se senere er en av de store utfordringene ved all vannkraftutnyttelse at vannmengden som regel varierer mye over tid.

Dersom et småkraftverk har en vannføring på $1 \text{ m}^3/\text{s}$, en fallhøyde på 200m og en virkningsgrad på 0.90 så vil kraftverkets effekt være lik 1765.8 kW eller 1.766 MW .

I løpet av ett døgn vil kraftverket produsere $1765.8 \cdot 24 \text{ kWh}$ eller 42379 kWh . Dette tilsvarer omrent strømforbruk i ett år for to familier i Norge (Typisk forbruk for en vanlig familie er $20\,000 \text{ kWh}/\text{år}$).

Et middels stort kraftverk, for eksempel Brattset kraftverk i Orkla, har en maksimal kapasitet på $18 \text{ m}^3/\text{s}$ i hver av de to turbinene og en fallhøyde på 273 m. Med en virkningsgrad på 0.92 vil dette kraftverket teoretisk sett kunne produsere 88700 kW (88.7 MW) og i løpet av ett døgn 2128792 kWh eller 2.13 GWh (1 GWh er lik $1\,000\,000 \text{ kWh}$). Dette tilsvarer årlig strømforbruk for over 100 familier i Norge. I løpet av ett år produserer Brattset kraftverk typisk 400 GWh eller nok til å forsyne 20000 familier.

Ett av Norges største kraftverk, Saurdal kraftverk i Ulla-Førre, har til sammenligning en installert effekt på 640 MW og en årlig produksjon på 1291 GWh pr år. Dette er nok til å forsyne over godt over 60000 familier med strøm, tilsvarende en middels stor norsk by.

Virkningsgrad i moderne vannkraftturbiner er svært høy, opp mot 95 %. Dette betyr at bare 5 % av den potensielle energien tapes og omvandles til varme. I tillegg kommer det noe tap i generator (1 %) og ved opptransføring (0.5 %). For nye vannkraftverk kan vi derfor typisk regne med en total virkningsgrad på godt over 90 %. Dersom det er lange vannveier (tunneler eller rørgater) som fører vann fram til kraftstasjonen vil det også være noe friksjonstap her. Dette friksjonstapet vil være en funksjon av vannveiens areal $A (\text{m}^2)$, lengde $L (\text{m})$ og friksjonsforhold/ruhet langs veggene. Det totale friksjonstapet (h_f), også kalt falltap, kan beregnes med følgende formel:

Falltap (angis i m):

$$h_f = k_f \cdot Q^2$$

der falltapskoeffisienten k_f beregnes ut fra vannveiens parametre (areal, lengde og ruhet).

Vi ser at vannhastigheten inngår i 2. potens, dette betyr at falltapet øker raskt ved økende vannhastighet. Dersom vannveiens areal fordobles reduseres hastigheten til det halve, og dermed falltapet til $\frac{1}{4}$. Mange gamle kraftanlegg var bygget i en tid da det var svært kostbart og tidkrevende å bygge tunneler (det tok 10 år å bygge den 3 km lange tilløpstunnelen til Svean kraftverk fra utløpet i Selbusjøen!). Ved å øke tunnelstverrsnittet kan falltapet reduseres og en kan få større energiproduksjon uten å øke vannføringen. Dette gjøres nå systematisk i mange av de gamle kraftverkene i Norge. Dette er svært miljøvennlig energisparing!

4. VANNKRAFTPRODUKSJONEN VARIERER MED HYDROLOGISKE FORHOLD

Ved planlegging av vannkraftverk er det viktig å kunne beregne hvor stor produksjonen kan bli, og hvordan produksjonen i et nytt anlegg vil kunne passe inn sammen med eksisterende kraftverk. En hovedutfordring er å skaffe tilveie gode data for vannføring inn til kraftverket. Det er slik at vannføring i elvene vanligvis varierer svært mye både med tilfeldige variasjoner fra dag til dag, med sesongmessige variasjoner (sommer/vinter) og fra år til år. Dette må en skaffe data for gjennom hydrologiske undersøkelser som viser tilgjengelige vannmengder og hvordan disse varierer over

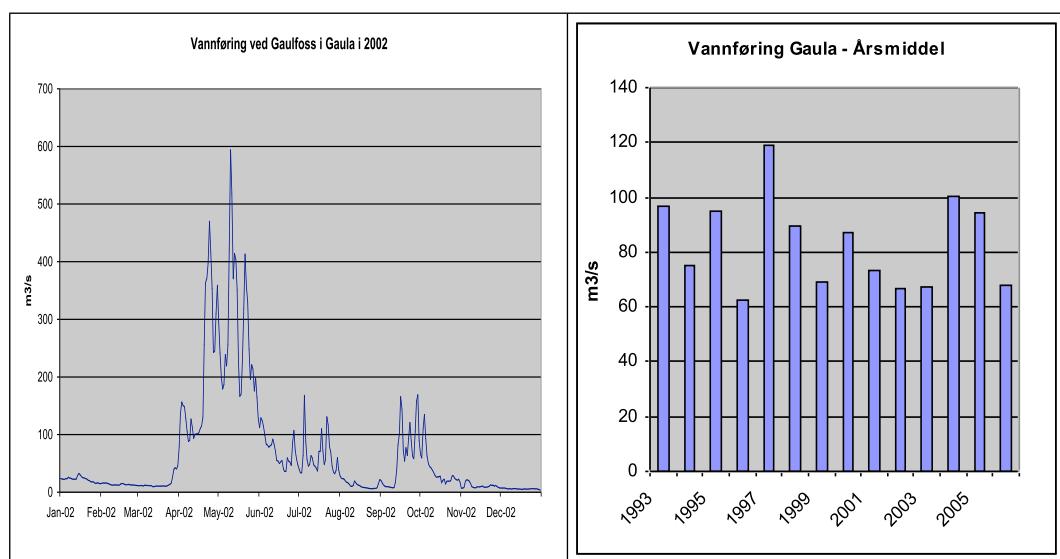
Hvor stor del av
årlig tilsig som kan
lagres i magasinet
kalles
«magasinprosent»

tid. Av denne grunn er hydrologiske data regnet som noe av det viktigste datagrunnlaget for planlegging av vannkraft. I Norge ble for eksempel både de hydrologiske og meteorologiske målestasjonene kraftig utbygd fra 1895 da Stortinget ga en spesiell bevilgning for å kartlegge vannkraftpotensialet i landet. Figur 3 illustrerer noe av problemet, vi ser her både variasjon i et enkelt år (venstre) og variasjon over en årrekke (høyre) for en målestasjon i Gaula.

Figuren til venstre illustrerer variasjon fra dag til dag og gjennom året. Vi ser tydelig at det er store forskjeller fra vinter til vår og sommer. Figuren til høyre illustrerer hvordan vannføringen kan variere sterkt også fra år til år. Enkelte år

("tørrår") som for eksempel i 1996 har en middelvannføring som bare er halvparten av andre mer vannrike år, for eksempel 1998.

Dersom et kraftverk skal basere seg bare på den naturlige vannføringen vil det derfor bli store variasjoner i produksjonen, og lav produksjon gjennom tørkeperioder. Det er lite økonomisk å bygge ut et vannkraftverk som bare utnytter vannet i de korte flomperiodene, og dersom vannføringen ikke kan jevnes ut ved regulering (se eget notat) så vil en vanligvis bare bygge det ut for den lavvannføringen som er stabil gjennom det meste av året. Da vil store vannmengder i flomperiodene renne forbi uutnyttet.



Figur 3: Variasjon i vannføring i Gaula i ett år (2002) og over en årrekke (høyre)

5. VANNKRAFTENS ROLLE OG BETYDNING I NORGE

Norge er det land i verden som produserer mest elektrisk energi fra vannkraft, regnet pr innbygger. Men også i absolutte tall er Norges vannkraftproduksjon stor, med en midlere årlig produksjon på ca. 120 TWh ligger Norge på 6.plass i verden. I Europa er Norge en klar nr 1, langt foran Sverige og Frankrike som er nest størst og som til sammen har omrent like stor produksjon som Norge.

Norge har særlig gode forhold for utbygging av vannkraft på grunn av en svært gunstig kombinasjon av topografi og hydrologi. 40 % av landarealet ligger høyere enn 600 moh, mye av dette som store platå (ex Hardangervidda) som ligger mellom 1000 og 1200 moh. Samtidig har Norge rikelig med nedbør fordelt over landet, ligger midt i vestavindsbeltet med stadig påfyll av nedbør gjennom hele året. På grunn av moderat temperatur er også fordamplingen liten, slik at det meste av

nedbøren renner av i elver og vassdrag. I middel for hele landet regnes det at vi har følgende verdier for nedbør, fordampling og avløp på et landareal på 324 000 km²:

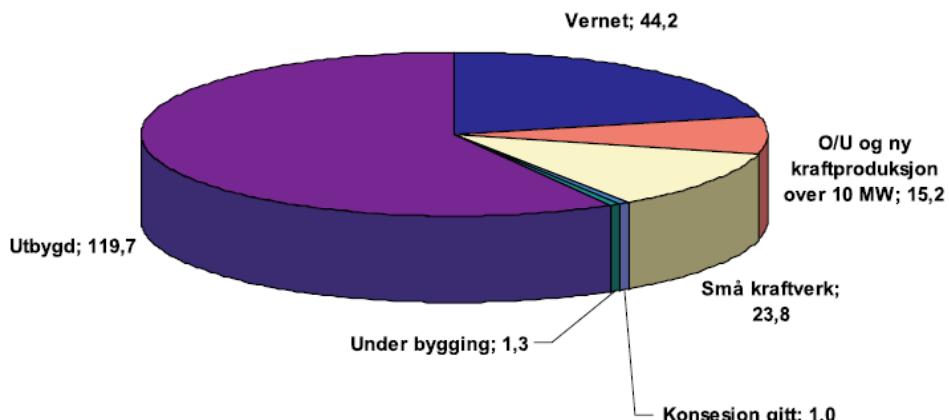
- Nedbør (P) - 1415 mm
- Fordampning (E) - 235 mm
- Avløp (Q) - 1180 mm

Den høye avrenningen kombinert med gunstig topografi gir et høyt potensial for vannkraftutbygging. Mange daler og fjorder skjærer inn i landet og gir stor høydeforskjell over liten avstand, for eksempel på Rjukan der vannet fra Hardangervidda faller ca 800m ned i den trange Vestfjorddalen over en avstand på noen km. Dette potensialet ble utnyttet da Norsk Hydro startet vannkraftutbygging og industri på Rjukan i årene fra 1910 til 1920.

Rent teoretisk er potensialet for vannkraftproduksjon i Norge beregnet til ca 600 TWh, omrent 5 ganger dagens produksjon. Dette tallet kommer fram ved å multiplisere midlere

avrenning og midlere høyde. Men bare en del av dette potensialet regnes som teknisk-økonomisk mulig å utnytte, ca 240 TWh. Dette er likevel omrent det dobbelte av det som faktisk er utbygget i dag (ca 120 TWh). Av dette regnes ca 205 TWh som praktisk utbyggbart, men ca 25 TWh regnes som uaktuelt av hensyn til miljø- og andre brukerinteresser, så det gjenstår ca 180 TWh.

Av dette er ca 120 TWh allerede utbygd, ca 44 TWh er vernet og ca 2 TWh er under utbygging eller har fått konsesjon for utbygging. Dette betyr at det gjenstår 39 TWh utbyggbar vannkraft, av dette ca 24 TWh småkraftverk, Figur 4. Potensialet er dermed ennå stort for videre utbygging, det er faktisk igjen mer vannkraft i Norge enn all utbygd vannkraft for eksempel i Sveits.



Figur 4: Vannkraftpotensialet i Norge pr 1/1-2006 (Kilde NVE)

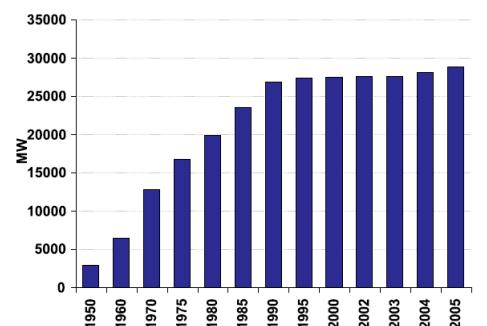
Noen gamle kraftverk i Norge:

- Borregaard, 1891
- Øvre Leirfoss, 1901
- Gml. Vemork, 1911

Utbyggingen av vannkraft i Norge startet tidlig også i internasjonal målestokk, og allerede før århundreskiftet 1900 var en rekke mindre kraftverk i drift. I Trondheim for eksempel ble det første vannkraftverket ved Øvre Leirfoss satt i drift i 1901. Samtidig skjedde en utbygging av vannkraft over hele landet, og før 1940 hadde alle de større byene installert elektrisitet i alle hus. Ute på landsbygda gikk det senere, og i Nord-Norge hadde ennå bare ca 30 % tilgang til elektrisitet omkring 1940. Etter krigen startet et omfattende gjenreisningsarbeid, der også strømforsyning sto svært høyt på den politiske agenda. Fra midten av 50-tallet og ut over mot 1990 skjedde en meget rask utbygging av vannkraft, både for industri og husholdningsbruk, se Figur 5. I 1960 var årlig elektrisitetsforbruk i Norge ennå på bare 31000 GWh, dette økte til 84000 i 1980, 106000 i 1990 og litt over 120 000 i 2000. Det siste store kraftverksprosjektet i Norge, Svartisen, ble satt i drift i 1993.

I 2006 var det i Norge 620 kraftverk med effekt > 1 MW med en samlet effekt på 28 300 MW. I tillegg var det 164 mikrokraftverk (effekt under 100 kW) med en samlet effekt på 6 MW og 192 minikraftverk (effekt mellom 100 og 1000 kW) med en samlet effekt på 91 MW. Til sammenligning var det 280 MW vindkraft og 255 MW varmekraft.

Selv med de svært ambisiøse planene som er lagt fram for vindkraftutbygging, vil vannkraften utgjøre langt over 90 % av totalkapasiteten i lang tid framover ennå. Det er også slik at vannkraftsystemet har en unik evne til å regulere produksjonen opp og ned hurtig, noe som er svært gunstig i kombinasjon med både varmekraft og vindkraft. Dette er en av grunnene til at en utbygging av vindkraft vurderes som så gunstig i Norge.



Figur 5: Installert effekt (MW) i norske vannkraftverk fra 1950 fram til 2005

Til sammen leverer de 10 største kraftverkene nesten 25 % av den totale produksjonen, se Tabell 2. Tabellen er hentet fra OED Fakta om Energi- og vassdragsvirksomheten i Norge.

Kraftstasjon	Fylke	Maks kapasitet MW	Midlere årsproduksjon GWh/år
Kvilldal	Rogaland	1 240	3 517
Tonstad	Vest-Agder	960	4 169
Aurland I	Sogn og Fjordane	675	2 407
Saurdal*	Rogaland	640	1 291
Sy-Sima	Hordaland	620	2 075
Rana	Nordland	500	2 123
Lang-Sima	Hordaland	500	1 329
Tokke	Telemark	430	2 221
Tyn	Sogn og Fjordane	374	1 398
Svartisen	Nordland	350	1 996

* Pumpekraftstasjon

Tabell 2: De 10 største kraftverkene i Norge pr 1/1-2006 (Kilde NVE/OED)

Noen fakta om vannkraft:

- utgjør 19% av all energiproduksjon internasjonalt
- produseres i 150 land
- er på nivå med kjernekraft
- representerer 86% av all fornybar energiproduksjon
- I Norge utgjør vannkraft 99.6%

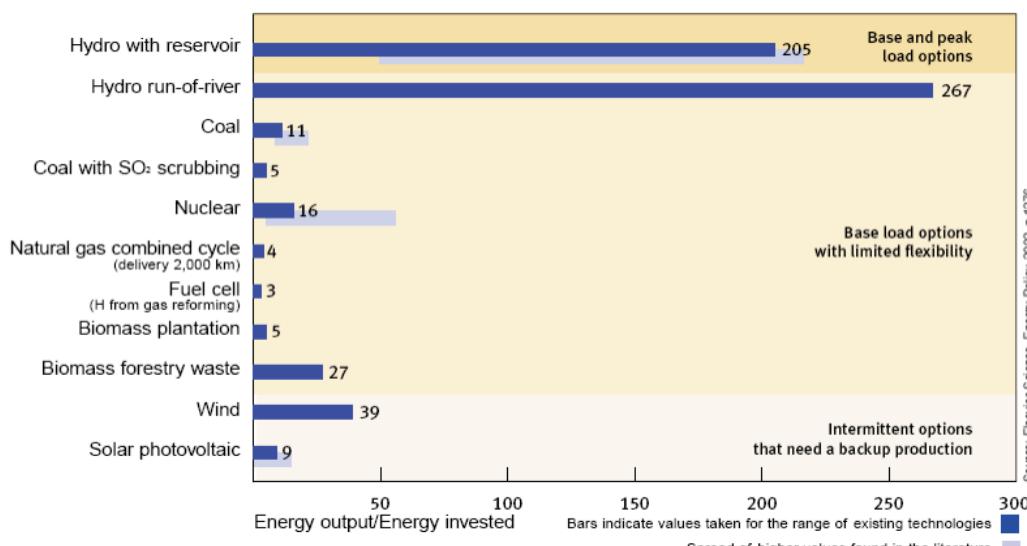
6. VANNKRAFTENS ROLLE OG BETYDNING INTERNASJONALT

Vannkraft utgjør en betydelig energiressurs også internasjonalt. I dag produseres ca 19 % av all elektrisk energi i verden fra vannkraft, eller nær 3000 TWh/år. Dette er omtrent like mye som det produseres fra kjernekraft, men langt mindre enn produksjon fra kull (40 %) og også mindre enn elektrisitetsproduksjon fra olje/gass (24 %). En nylig publisert rapport fra International Energy Agency (IEA) vises at vannkraft er den klart viktigste kilde til fornybar energi i verden, med 86 % av all fornybar elektrisitetsproduksjon. Vannkraft produseres i 150 land, og mange får mer enn 50 % av sin elektrisitetsproduksjon fra vannkraft, for eksempel Østerrike (70 %), Canada (58 %), New Zealand (63 %), Norge (99.6 %) og

Sverige (60 %). Det er ventet at utbyggingen av vannkraft vil fortsette i høyt tempo, med en antatt dobling til godt over 6000 TWh/år omkring 2020. Beregnet potensial for vannkraft er ca 10000-13000 TWh/år, så det er ennå store ressurser å bygge ut, hovedsakelig i Asia, Afrika og Sør-Amerika.

Vannkraft gir et svært godt "energiutbytte" sammenlignet med mange andre teknologier for produksjon av elektrisk energi. Figur 6 viser såkalt "Energy Payback Ratio" for ulike teknologier, dvs. hvor mye netto energi som typisk produseres i et kraftverks levetid sammenlignet med energimengde som legges inn for bygging og drift. Vannkraft er i en særstilling når det gjelder å betale tilbake energi i forhold til det som brukes ved bygging.

Energy Payback Ratio of Energy Options



Figur 6: "Energy Payback Ratio" for ulike teknologier for produksjon av elektrisk energi. (Kilde IEA)

7. VANNKRAFT OG MILJØ – NOEN HOVEDUTFORDRINGER

De største miljømessige utfordringene ved vannkraftutbygging er knyttet til endringene i de hydrologiske forhold og virkningene av dette i elver og vassdrag. Internasjonalt har det vært en rekke kontroversielle utbygginger der virkningene på vassdragsmiljøet er kommet i fokus. Dette skyldes kanskje i første rekke bygging av store magasin i tropiske strøk, slik som Kariba dam i Øst-Afrika og Volta dam i Vest-Afrika. Dammene som ble bygget på 50, 60 og 70 tallet ble ofte planlagt ut fra ensidige økonomiske interesser, og med liten eller ingen medvirkning fra de lokale innbyggere. Dette kunne føre til store negative konsekvenser både sosialt og for naturmiljøet.

Gjennom 80 og 90 tallet ble det gjort en betydelig innsats, kanskje i første rekke gjennom FN-systemet og Verdensbanken, for å innarbeide bedre planleggingsmetoder med større vekt på miljø og sosiale forhold. Såkalte Environmental Impact Analysis (EIA-analyser) er nå en fast del av alle internasjonale og de fleste nasjonale planleggingsrutiner for alle typer større infrastrukturtiltak, også for vannkraftutbygging. For øvrig er mange av de store og kontroversielle damanlegg internasjonalt ikke bygget primært for elektrisitetsproduksjon, men for å skaffe vann til jordbruk (irrigasjon) og for flomkontroll. Et kjent eksempel i dag er Three Gorges anlegget i Kina som internasjonalt har møtt sterkt motstand, men som likevel gjennomføres fordi Kina prioritærer anlegget høyt, kanskje særlig for flomkontroll.

I Norge har hovedfokus kanskje spesielt vært rettet mot å spare vassdrag fra vannkraftutbygging ut fra naturvern- og friluftslivsinteresser. Dette er gjennomført ved at et betydelig antall vassdrag er varig vernet mot vannkraftutbygging gjennom de såkalte verneplaner, Verneplan 1 (1973), Verneplan 2 (1980), Verneplan 3 (1986) og Verneplan 4 (1993). Til sammen er vassdrag med en produksjonskapasitet på 44 TWh varig vernet i dette systemet.

I tillegg vil alle søknader om vannkraftutbygging gjennomgå en omfattende søknadsprosess som også inkluderer en EIA for å klarlegge skadevirkninger og planlegge avbøtende tiltak, slik som for eksempel minstevannføringer, restriksjoner på kjøring, krav til oppfylling av magasiner etc. Dette følger krav i vassdragslovgivningen som i Norge er moderne og ble oppdatert senest i 2000. Norge har også vedtatt å implementere EUs såkalte vanndirektiv som vil stille store krav til å ta miljøhensyn i alle regulerte vassdrag.

Miljøkonsekvensanalyser (EIA) er en fast del i planleggingen av vannkraftprosjekter.

Viktige tiltak er å minimere konsekvenser for hydrologiske forhold og virkningene av dette i elver og vassdrag.

I Norge har man varig vernet vassdrag med 44 TWh produksjonskapasitet, gjennom fire verneplaner fra 1973 til 1993.

Den opplagte og store gevinsten ved vannkraft er selvsagt de helt minimale utslipp av klimagasser og utnyttelse av lokale naturressurser.

Miljøvirkninger av vannkraftutbygging blir gjennomgått i egne forelesninger og blir derfor ikke gjennomgått i detalj her. Som en oppsummering og sammenligning med andre alternative genereringsformer for elektrisk energi vises til Figur 7 som er hentet fra en utredning som International Energy Agency (IEA) presenterte i 2000. Her er det lagt vekt på å få fram hvilken innvirkning de ulike genereringsformene har på miljøet, for eksempel i form av klimagassutslipp (se også neste kapittel), luftforurensning (SO_2 , NO_x , etc.) og bruk av arealer.

For vannkraft er det laget to ulike scenarier, ett for kraftverk som har reguleringssmagasiner og ett for elvekraftverk uten noen form for regulering. Forskjellen mellom disse kommer særlig fram når det gjelder parameter arealbruk ("Land Requirements"). Magasiner vil vanligvis legge beslag på store landområder, her er det bare biomasse i form av energiskog som har høyere arealbehov. Men vi legger også merke til at alternativet vindkraft også legger beslag på nesten like store arealer som magasinkraftverk. Dette skyldes at vindkraft ikke kan operere alene men må ha ulike backup-løsninger for å gi sikker forsyning i vindstille perioder. Legg også merke til at Solar Photovoltaic kan kreve store arealer.

8. VANNKRAFT OG KLIMAUTFORDRINGENE

Vannkraft er en fornybar ressurs og dermed et viktig bidrag i kampen mot klimaendringene. I dag produseres til sammen nær 3000 TWh elektrisk energi fra vannkraft på verdensbasis, og tallet øker raskt på grunn av omfattende utbygginger, særlig i Asia og Sør-Amerika. Det er enighet om at vannkraft i hovedsak er nesten fri for utslipp av klimagasser ("Green House Gases", GHG), med unntak av noen magasin i tropiske strøk. I noen av disse, særlig i grunne magasin med stor biologisk produksjon, er det funnet betydelige utslipp av metan. Disse magasinene utgjør likevel en svært liten del av vannkraftsystemet, og det er også betydelig usikkerhet om de utslipp som er funnet representerer nettoverdier fordi en ikke kjenner utslippene fra de våtmarksområdene som var der før magasinene ble fylt opp.

Netto er det beregnet at dagens vannkraftproduksjon sparer atmosfæren for utslipp av klimagasser tilsvarende 2100 millioner tonn CO_2 . Dette er beregnet ut fra en alternativ produksjon basert på kullkraft (65 %), gasskraft (27 %) og oljefyrte kraftverk (8 %) ville ha sluppet ut av klimagasser.

Table 21: Synthesis of Environmental Parameters for Energy Options (Life-cycle Assessment)

Electricity Generation Options (classified by level of service)	Energy Payback Ratio	Greenhouse Gas Emissions (kt eq. CO ₂ /TWh)	Land Requirements (km ² /TWh/y)	SO ₂ Emissions (t SO ₂ /TWh)	NO _x Emissions (t NO _x /TWh)	NMVOG Emissions (t/TWh)	Particulate Matter Emissions (t/TWh)	Mercury Emissions (kg Hg/TWh)
Options capable of meeting base load and peak load								
Hydropower with reservoir	48 to 260	2 to 48	2 to 152 projects designed for energy production	5 to 60	3 to 42		5	0,07 methylmercury in reservoirs
Diesel		555 to 883		84 to 1550	316+ to 12300	1570	122 to 213+	
Base load options with limited flexibility								
Hydropower run-of-river	30 to 267	1 to 18	0,1	1 to 25	1 to 68		1 to 5	
Bituminous coal: modern plant	7 to 20	790 to 1 182	4	700 to 32 321+	700 to 5 273+	18 to 29	30 to 663+	1 to 360
Lignite: old plant		1 147 to 1 272+		600 to 31 941+	704 to 4 146+		100 to 618	2 to 42
Heavy oil without scrubbing	21	686 to 726+		8 013 to 9 595+	1 386+	22+		2 to 13
Nuclear	5 to 107	2 to 59	0,5	3 to 50	2 to 100		2	
Natural gas combined cycle turbines	14	389 to 511		4 to 15 000+	13+ to 1 500	72 to 164	1 to 10+	0,3 to 1
Large fuel cell (nat.gas to hydrogen conversion)		290+ to 520+		6	0,3+ to 144	65	2 to 6+	
Biomass: Energy plantation	3 to 5	17 to 118	533 to 2 200	26 to 160	1 110 to 2 540		190 to 212	
Biomass: Forestry waste combustion	27	15 to 101	0,9+	12 to 140	701 to 1 950	89+	217 to 320	0,5 to 2
Intermittent options that need a backup production (such as hydro with reservoir or oil-fired turbines)								
Windpower	5 to 39	7 to 124	24 to 117	21 to 87	14 to 50		5 to 35	
Solar photovoltaic	1 to 14	13 to 731	27 to 45	24 to 490	16 to 340	70	12 to 190	

Figur 7: Miljøpåvirkning ved ulike alternativer for elektrisitetsproduksjon.

Kilde: International Energy Agency (IEA)

Dersom de gjenværende økonomisk utbyggbare vannkraftressurser ble bygget ut ville den samlede produksjonen kunne spare hele 7000 millioner tonn CO₂ pr år, dette tilsvarer for eksempel 3 ganger det samlede utslipp fra alle biler i verden eller 37 % av alle klimagassutslipp i verden i dag. Dette viser at vannkraft sammen med andre fornybare energiressurser har et svært stort potensial for å redusere økningen i utslipp av klimagasser som er forventet ut fra et forventet økende energiforbruk.

Det er viktig å være klar over at en del tall som har versert i media vedrørende utslipp av klimagasser fra vannkraftmagasin for det første representerer noen få små anlegg i tropene med relativt grunne magasin (eks Petit Saut i Frank Guyana og Tucurui i Brasil). Undersøkelsene har ikke korrigert for naturlige utslipp fra før områdene ble bygget ut. Større anlegg også i tropiske strøk har også

meget lave utslipp i forhold til kraftproduksjonen. I snitt er det beregnet at:

- Kullkraftverk slipper ut 100 ganger så mye GHG pr kWh som vannkraft
- Gasskraftverk slipper ut 40 ganger så mye GHG pr kWh som vannkraft

Som eksempel er utslipp av klimagasser i det gigantiske Itaipu kraftverket i Brasil (12600 MW) undersøkt nøyde gjennom flere år, og konklusjonen er at utslipp av klimagasser tilsvarer bare 1 kT CO₂ pr TWh. Tilsvarende utslipp fra et kullkraftverk er på 1000 kT CO₂ pr TWh, mens et gasskraftverk (uten rensing) typisk slipper ut 350 kT CO₂ pr TWh. Vi ser at selv med en rensing på 80-90 % av CO₂ utslipp i gasskraftverk så vil dette likevel produsere langt mer klimagasser enn et tilsvarende vannkraftverk!

Nyere undersøkelser fra US Geological Survey viser at magasiner faktisk virker mer som

"Carbon-sinks" enn som produsenter av GHG, fordi store mengde karbon sedimenteres i magasinene og blir unndratt fra biologisk aktivitet. Det synes som om denne sedimentasjonen er mer effektiv enn deponering i estuarområder og i havet ute på kontinentalsokkelen. Slik sett er det hevdet at også byggingen av flere magasiner kan være et positivt bidrag, i tillegg til selve kraftproduksjonen.

Det er også viktig å være klar over at varmekraft, særlig kullkraftverk, også produserer en rekke andre giftige utslipp, slik som støv og partikler og tungmetaller og at de produserer sur nedbør. I Norge var dette lenge regnet som det største miljøproblemet fram til nå, når frykten for global oppvarming har kommet mer i fokus. Men det er fortsatt slik at store områder og tusenvis av sjøer og elver i Sør-Norge er sterkt påvirket av forsurning på grunn av utslipp fra varmekraftverk, industri og biltrafikk i Europa og på de Britiske øyer.

I en studie fra World Energy Council er det påpekt at fornybare energiressurser som vannkraft og geotermisk energi vil kunne bidra betydelig til å redusere utslipp av drivhusgasser, sammenlignet med dagens situasjon der mesteparten produseres fra kull, olje og gass. Potensialet for vannkraft og geotermisk kraft er betydelig, ca 10-13000 TWh for vannkraft og nesten like mye for geotermisk. Det forventes likevel en overvekt av vannkraft fram mot 2020 (6000 TWh) mot geotermisk (1200 GWh), siden vannkraft vil kunne bygges ut for en vesentlig lavere pris.

Dette notatet er forfattet av Ånund Killingtveit, med noen mindre tillegg av Leif Lia, begge professorer ved Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU.



Forelesningsnotat Nr. 6 - Professor Ånund Killingtveit og Professor Leif Lia

Vassdragsregulering - tekniske løsninger

Regulering og magasiner

Formålet med dette notatet er å gi en introduksjon til lagring av vann til energiproduksjon.

Du skal ha lært:
 - ulike damtyper
 - beregning av magasinstørrelser

1. HVORFOR UTFØRES REGULERING AV VANNRESSURSER?

Når vi snakker om regulering i forbindelse med utnyttelse av vannressurser, menes vanligvis bruk av magasiner (reservoar) som kan brukes til å samle opp vann i perioder med overskudd, og som kan slippe ut vannet igjen i perioder med lite vann. Vi kan også bruke uttrykket regulering for overføring av vann fra ett sted til et annet, og generelt for tiltak der vannføringen i en elv endres gjennom tekniske inngrep. Denne betydningen brukes for eksempel i den norske "Vassdragsreguleringsloven" som styrer alle former for teknisk regulering av vannressurser i Norge. En regulering kan ikke utføres uten at det foreliggere en søknad til myndighetene og en godkjenninng, konsesjon, for å utføre slik regulering.

Vi vil her fokusere mest på beskrivelsen av regulering gjennom bygging av magasiner, men vil også omtale kort andre teknologiske inngrep for overføring av vann og endring av naturlige vannføringsforhold, gjennom bygging av kanaler, tunneler og rør med tilhørende anlegg for kontroll av vannføringen.

Grunnen til at vi ønsker å utføre regulering er at de naturlige hydrologiske forhold oftest er slik at det ikke er samsvar mellom behov for vann og naturlig tilgang på vann. Dette kan illustreres gjennom Figur 1 som viser en prinsippskisse for hvordan tilgang på vannkraft og forbruk av elektrisk kraft varierer gjennom et år i Norge. Figuren illustrerer at tilsiget (blå kurve) har en sterk sesongmessig variasjon, med høye verdier i ukene 18-26 (Mai-Juni-Juli) og lave på senhøsten og vinteren. Behovet for vannkraft, eller egentlig behov for tapping av

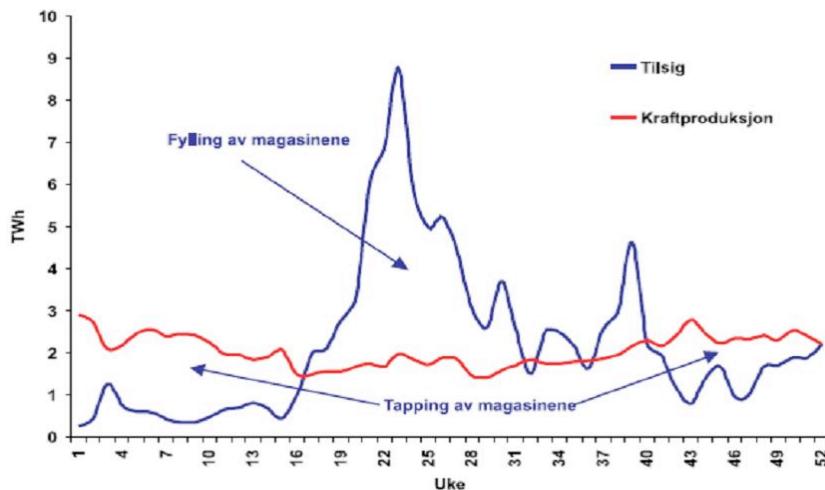
vann for produksjon av vannkraft, er vist med rød kurve. Denne har et mye jevnere forløp gjennom året, men har høyest verdi på vinteren og lavere verdier om sommeren. Dette har sammenheng med at behovet for elektrisk energi er størst om vinteren pga mørke og kulde, mens behovet sommerstid er langt lavere. Det er altså slik at en gjennom vinteren har større behov for vannkraft (og vannslipping) enn det som kommer naturlig. På sommeren er det omvendt, en har da mye mer vann enn det som behøves for å møte forbruket. Løsningen på dette problemet er å bygge regulermagasiner som kan samle opp vann i sommerhalvåret og slippe ut dette gjennom vinteren.

I Norge er det bygget mer enn tusen slike magasiner, med en samlet kapasitet for energilagring på 84 TWh. Denne er stor nok til å lagre det meste av vannet om våren og sommeren, og slippe det ut for å generere strøm gjennom hele vinteren, og en svært viktig faktor for å sikre en mest mulig stabil kraftforsyning. I Norge er de fleste store magasin bygget for å regulere vannforsyning til vannkraftverk, i mange andre land er det vann til andre formål som dominerer.

Vi kan identifisere følgende hovedformål for bygging av magasiner:

- Vannkraft
- Jordbruksvanning (irrigasjon)
- Vannforsyning til drikkevann og industri
- Kjølevann til industri og varmekraftverk
- Akvakultur

- Transport
- Flomkontroll
- Avfallsdeponi for industri og bergverk
- Sperredammer (for overføring av vann)



Figur 1: Tilgang på vannkraft (energitilsig) og behov for elektrisk kraft i Norge (OED/NVE)

Mange magasiner bygges for å ivareta flere av disse hensyn samtidig, såkalt flerbruksmagasiner ("Multi Purpose Reservoirs"). Det er for eksempel svært vanlig at et magasin bygges for å forsyne vann til irrigasjon og vannkraft, og samtidig for å kontrollere flommer. Ett kjent eksempel her er Three Gorges Dam i Kina som skal ivareta alle disse hensyn. Ved planlegging av nye magasiner er det svært viktig å kjenne de hydrologiske forhold godt, både for å sikre data for planlegging av riktig størrelse på dammen og for å sikre optimal bruk av magasinet under drift. Det er også nødvendig med gode data og omfattende hydrologiske analyser for å sikre dammen mot ødeleggende flommer.

ut vann gjennom denne tunnelen og senke vannstanden i sjøen etter behov. På denne måten kan en slippe å bygge en dam, og dermed få et langt rimeligere magasin. Ofte benyttes en kombinasjon, med en liten oppdemning (demningsmagasin) kombinert med en senkning (senkningsmagasin). Selbusjøen er et eksempel på en slik reguleringssmagasin, her er oppdemningen beskjeden, litt over en meter, mens senkningen er på ca 5 meter.

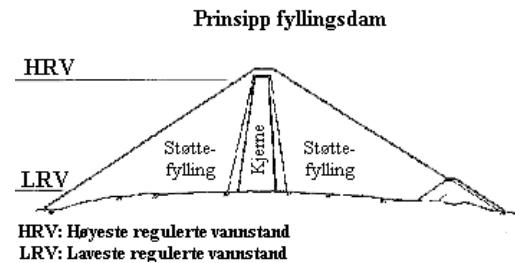
2. NOEN VIKTIGE BEGREP

For å lage et magasin må det vanligvis først bygges en dam (demning) som gjør det mulig stoppe vannet og samle det opp på oversiden av dammen. En dam bygges vanligvis et sted der terrenget snevres inn langs elva, for å gjøre selve dammen så kort som mulig, og likevel oppnå tilstrekkelig heving av vannstanden. Et godt damsted krever en liten dam for å oppnå et stort reguleringssvolum oppstrøms. Figur 2 illustrerer noen viktige begreper.

Det kan også nevnes at en i Norge ofte benytter en annen metode for å skaffe seg et magasin. Der det allerede finnes en naturlig sjø kan en lage en tunnel inn under sjøen og sprengre en åpning i bunnen. En kan da tappe

Viktige begreper:

- LRV = Laveste regulerte vannstand
- HRV = Høyeste regulerte vannstand
- DFV = Dimensjonerende flomvannstand
- MFV = Maksimal flomvannstand



Figur 2: Noen viktige begrep (Kilde EBL)

Et magasin vil ha et tillatt reguleringsområde mellom Laveste Regulerte Vannstand (LRV) og Høyeste Regulerte Vannstand (HRV). Dammen må bygges slik at den kan holde vannet sikkert tilbake innenfor hele dette området. Dette krever også en viss overhøyde for å sikre at vannstanden ikke kan stige over toppen av dammen under flom eller skylle over dammen pga vind og bølger under sterkt storm.

De viktigste damtyper i Norge:

- Steinfullingsdam
- Gravitasjonsdam
- Platedam
- Hvelvdam
- Murdam

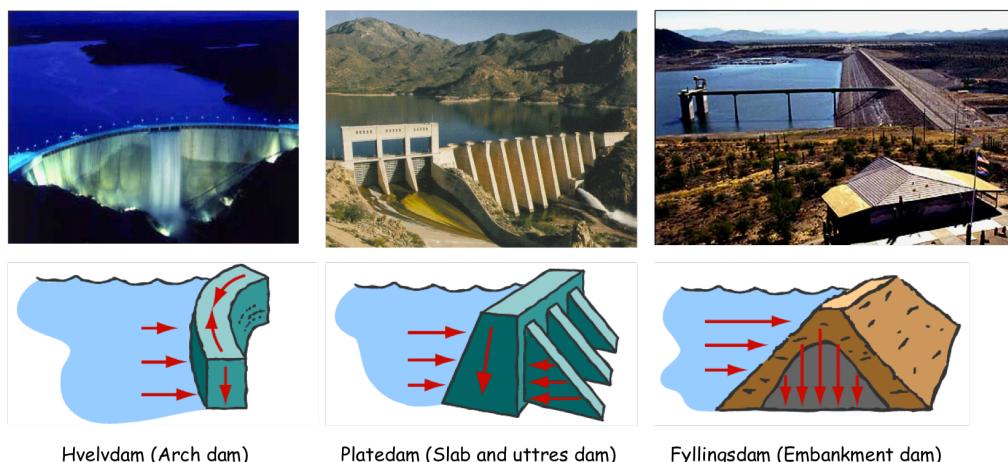
3. DAMMER OG DAMTYPER

Bygging av dammer for regulering av vannføringen har en svært lang historie. Den eldste kjente dam ble bygget i Jordan for 5000 år siden, for å sikre vannforsyningen til byen Jawa. Det finnes imidlertid spor etter dambygging i Armenia som ligger ennå lengre tilbake i tid. Rundt år 1800 før Kristus bygget egypterne en dam for å lage sjøen Moeris og sikre vannforsyning til jordbruket og vannforsyning i perioder med lite vann i Nilen. Dette magasinet hadde en imponerende størrelse, hele 275 millioner m³. Dammen og reguleringen av Moeris var i drift sammenhengende i 3600 år fram til 1800-tallet. Dette er trolig det lengste tidsrom noe byggverk har vært i sammenhengende bruk på jorden. Det finnes også en lang rekke eksempler på andre imponerende damanlegg i Midt-Østen, Asia og Europa, anlegg som ble bygget lenge før moderne maskiner og metoder som vi kjenner i dag ble tatt i bruk.

I Iran ble det rundt 1360 bygget en såkalt buedam med høyde på 60 meter (Kurit dam), dette tilsvarer 1.5 ganger høyden av Sentralbyggene på Gløshaugen. Og på Sri Lanka ble det omkring 1170 bygget en stor dam for irrigasjon der lengden på dammen var 13.6 km, og innbygget masse var 4.6 million m³. Dette er en nesten utrolig innsats når en husker på at all masse ble fraktet og bygget inn uten hjelp av maskiner. Det er beregnet at dette krevde en innsats på mer enn 50 000 mannår! Til sammenligning inneholder den største dammen i Norge 9.65 million m³ masse.

De fleste dammer kan deles inn i følgende fire hovedtyper (Se også Figur 3):

- Gravitasjonsdammer ("Gravity dams")
- Platedammer ("Slab and Buttress dams")
- Hvelvdammer ("Arch dams")
- Fyllingsdammer ("Embankment dams")



*Figur 3: Tre hovedtyper av dammer (Fra "Dam Basics")
Nedre skisse viser hvordan kraftene fra vanntrykket overføres.*

Dammer bygges av forskjellige materialer, men betong er i dag dominerende for bruk i massivdammer, platedammer og buedammer. Av fyllingsdammer finnes to hovedtyper:

- Jordfyllingsdammer ("Earthfill dams")
- Steinfullingsdammer ("Rockfill dams")

Det finnes også dammer bygget av tre, denne er i dag igjen aktuell ved restaurering av gamle anlegg, men også for småkraftverk og for damanlegg for estetiske formål.

Dammer vil som regel ha svært lang levetid, selv om få dammer nok vil oppnå en levetid på over 3000 år slik som nevnt i eksemplet fra Egypt! Den lange levetiden sammen med de

store konsekvensene et brudd kan gi (se kapittel 6), medfører at det må legges store krav til sikkerhet ved alle damanlegg. Den kanskje største trusselen mot sikkerheten er flom, spesielt for jord- og steinfullingsdammer som ikke tåler at vannet strømmer over damkrone og eroderer på dammens nedside. Dammer av betong kan i større grad bygges for å tåle en slik overtopping under flom.

Alle dammer må bygges med et såkalt flomløp, der flommer kan føres inn og ledes trygt forbi dammen og ut i elva nedenfor dammen. Det er nødvendig å dimensjonere dam og flomløp for svært store flommer, vanligvis langt større enn noen flom som er observert ved dammen. I Norge og i mange

andre land brukes den såkalte Påregnelig Maksimal Flom (PMF) for å sikre at dammen ikke skal ødelegges av flom. Beregning av flommer for dimensjonering av dammer og andre formål dekkes ikke i dette notatet.

4. LITT OM DAMMER OG REGULERINGSMAGASINER I NORGE

De første damanlegg i Norge ble bygget for å sikre vann til gruveindustri, isproduksjon, mølle drift, tømmerfløting og sagbruk. De første dammene var gjerne bygget av tømmer eller hogd stein. På Kongsberg og Røros finner vi ennå spor etter omfattende dambygging og overførings system for vann for å skaffe drivkraft til de maskinene som gruveindustrien brukte fra 1600 tallet og utover. Fra slutten av 1800 tallet og utover ble det bygget en rekke reguleringsmagasin for vannkraft, i Norge er dette fortsatt det viktigste formålet med dambygging. Men det er også bygget mange vannforsyningsanlegg for å sikre vann til alminnelig forbruk, særlig i byene. I Trondheim finner vi omfattende damanlegg i Bymarka og i Estenstadmarka, der byen sikret seg sikker vannforsyning gjennom oppdemming og regulering. Siden 1960-tallet er vannforsyningen i Trondheim sikret gjennom regulering av Jonsvatnet, der en massivdam i utløpet av Jonsvatnet sikrer et regulert volum som er tilstrekkelig til å sikre vann gjennom vinteren og andre lange tørkeperioder, både til Trondheim by og Malvik. Men heller ikke Jonsvatnet er lengre nok til å sikre Trondheim en stabil vannforsyning, krav om en sikker alternativ vannkilde fører trolig til at Benna som ligger sør for Melhus blir regulert og bygget ut som vannkilde.

Største magasin i Norge:

- Storglomvatnet
V = 3.5 milliard m³
- Blåsjø
V = 3.1 milliard m³
- Røssvatn
V = 2.4 milliard m³

Frem til 1920-tallet var mur- og gravitasjonsdammer dominerende damtyper. På 1920- og 30-tallet ble platedammen introdusert. Platedammen optimaliserte bruken av betong men forutsatte et stort manntall til forskalingsarbeid, armering etc. I 1931 stod den første armerte hvelvdammen ferdig. Frem til midten av 1950-tallet ble det hovedsakelig bygget betongdammer. Etter hvert begynte man å bygge fyllingsdammer da disse ble billigere å bygge enn betongdammer. 85 % av alle store dammer bygget etter 1970 har vært fyllingsdammer (steinfyllingsdammer), der majoriteten av steinfyllingsdammene har sentral tetningskjerne av morene. Asfaltbetong har imidlertid blitt benyttet som tetningskjerne i en del av de store dammene bygget i den senere tid. (Kilde NNCOLD).

De fleste store dammer i Norge ble bygget i perioden fra 1950 til 1990. Etter 1995 har det

ikke vært bygget noen nye store damanlegg i Norge.

5. DAMMER OG REGULERINGSMAGASIN INTERNASJONALT

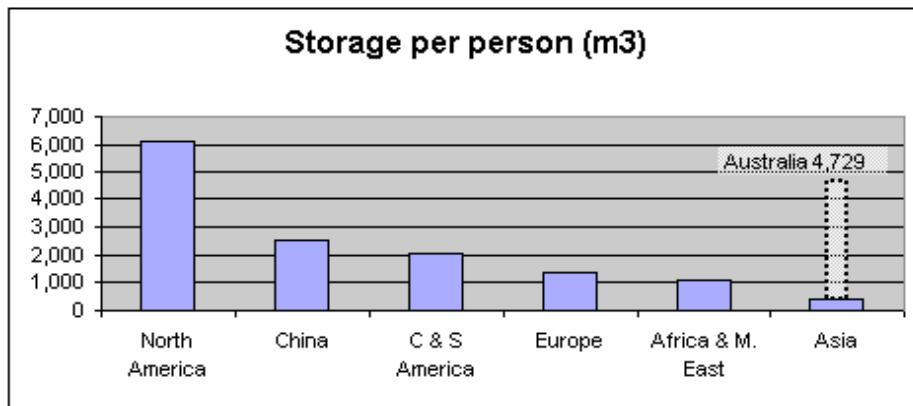
International Commission on Large Dams (ICOLD) er en organisasjon som fører register over alle store dammer i verden, dvs. dammer med mer enn 15 meter reguleringshøyde. I 1994 var antallet slike dammer 36000 på verdensbasis, i dag finnes det trolig omkring 50000.

Hovedformålet for de fleste dammer er å sikre stabil vannforsyning til irrigasjon, i alt var ca. 2 700 000 km² areal forsynt med kunstig vanning i 1994 i henhold til ICOLD. Dette tilsvarer et areal på omrent 8 ganger Norges areal. Selv om dambygging har en lang historie bak seg er de fleste, over 85 %, bygget etter 1950.

En av verdens største dammer (massivdam i betong) bygges nå i Kina. Three Gorges Dam demmer opp Yangtse elva og skaper både et gigantisk magasin og verdens største vannkraftverk. Med en planlagt effekt på over 22000 MW vil produksjonen bli på 100 TWh, nesten like stor som hele Norges vannkraftproduksjon, fra bare ett anlegg. Magasinet ovenfor dammen vil strekke seg nesten 660 km oppover og sluke 153 byer og 4500 landsbyer. Hele 1.4 million mennesker (noen mener 1.9 millioner) må flytte fra magasinområdet til nye bosetninger. Selve dammen, med lengde på 2309 meter og høyde på 181 meter er nå ferdig, og oppfylling av magasinet er startet.

De største reguleringsmagasiner (målt i volum av regulert vann) finner vi i Afrika, der det største, Lake Volta, har et volum på 148 km³ og et areal på 8502 km². Andre store kunstige reguleringsmagasiner i Afrika er Lake Kariba i Zambezi River (Volum 185 km³, Areal 5580 km²) og Lake Nasser i Nilen (Volum 157 km³, Areal 5250 km²). Til sammenligning har Norges største magasin Blåsjø et regulert volum på 3.1 km³.

Selv om vi finner noen store magasiner i Afrika og vi i dag kanskje hører mest om konflikter i den tredje verden, så er det et faktum at det er en betydelig underkapasitet i utbygging av magasiner for sikring av vannforsyning i de fleste U-land. Figur 4 illustrerer dette godt. Figuren viser hvor stor magasinkapasitet hver innbygger har tilgjengelig i ulike regioner. Her ser vi at Nord-Amerika ligger langt foran de fleste andre når det gjelder å sikre seg stabil vannforsyning, mens Asia ligger svært lavt (med unntak av Australia).



Figur 4: Utbygd magasinkapasitet for vannlagring i noen regioner
(Kilde World Bank)

Bildet av Afrika som relativt godt forsynt med magasinkapasitet er dessverre ikke helt komplett. Noen store magasiner som nevnt foran trekker opp gjennomsnittet, mens de fleste land har alt for liten kapasitet utbygd. Et land som Etiopia er illustrerende her. Selv om Etiopia har mye vannressurser, og ofte omtales som "The Water Tower of Africa", så er disse vannressursene dårlig regulert og lite tilgjengelige på grunn av manglende regulering. Vannet renner raskt bort under flomperioder, og etter dette følger lange tørkeperioder med sult og vannmangel. Det er beregnet at 12 millioner etiopiere er "presset ned" under fattigdomsgrensen på 1 US dollar pr dag på grunn av manglende vannforsyning og sult.

ligger i magasinet bak dammen kan strømme ukontrollert ut og oversvømme områdene nedenfor dammen. Ulykker ved dambrudd representerer noe av det verste som kan inntrefte med hensyn til skader og tap av menneskeliv, også i Norge, og det er derfor svært viktig at dammer bygges så sikre som overhodet mulig, og slik at risikoen for brudd er minimal.

Det første kjente dambrudd oppsto trolig i Egypt omkring år 2600 før Kristus, omtrent samtidig med byggingen av de første pyramidene. Denne dammen, Sadd-el-Kafara, ble trolig ødelagt av flom allerede før den var ferdig og tatt i bruk. Siden denne tid har flom vært en hovedtrussel mot alle dammer, og en hovedårsak til dambrudd den dag i dag. Dette skjer hvis flommen ikke kan ledes sikkert over eller forbi dammen, slik at vannet strømmer over toppen og eroderer bort hele eller deler av dammen.

6. DAMSIKKERHET

Dammer representerer et stort faremoment dersom de bryter sammen slik at vannet som

Store dambrudd i verden:

- Henan (Kina) 64000 døde
- South Fork (USA) 2200 døde
- Vajont (Italia) 2000 døde
- Koppardammen (Norge) 19 døde



Figur 5: Dambrudd ved Teton Dam i USA i 1978 (Kilde USGS)

I dag er det etablert et omfattende system for overvåkning og varsling ved alle større dammer i Norge, med sikte på å unngå dambrudd og varsle og evakuere de som bor nedenfor dammen hvis det skulle oppstå fare for brudd. Et slikt system er også etablert for de store dammene i øvre deler av Nea-Nidelvvassdraget, og omfatter også varsling i Trondheim om nødvendig.



Figur 6: Foto fra Lake Nasser.

7. MILJØVIRKNINGER AV MAGASINER

Bygging av dammer vil alltid gi påvirkning av miljøet, først og fremst ovenfor dammen i det området der vannet blir magasinert, men også nedenfor dammen. Nedenfor dammen vil miljøvirkningene primært skyldes endring i vannføringsregimet pga magasineringen. I elver som naturlig fører mye sedimenter vil magasinet med stillestående vann også føre til oppsamling av sedimenter her, og etter hvert kan hele magasinet fylles opp. Det vannet som slippes ut nedenfor dammen vil nå inneholde lite sedimenter og har dermed stor evne til å erodere elveløpet nedstrøms. Det kan føre til kraftig erosjon i elva nedenfor dammen, et problem som er kjent for eksempel i Nilen nedenfor Aswan-dammen.

ICOLD lister opp følgende typer miljøvirkninger ved bygging av magasiner, men det er viktig å være klar over at ikke alle disse vil inntrefte samtidig for alle typer magasiner:

- Oversvømmelse av landområder (i magasinområdet)
- Forflytning av mennesker som bor i magasinområdet
- Påvirkning av dyreliv i neddemningsområdet
- Virkning på fisk (både i magasinet og vandrende fisk, for eksempel laks)
- Arkeologi – neddemming av boplasser og historiske minnesmerker
- Landskapsendringer (visuelt uttrykk)
- Silt (oppsamling i magasinet, for lite silt nedstrøms)
- Vannføringsregime nedenfor dammen (endring i forhold til naturlig)
- Virkning på vannkvalitet (eutrofiering, endring av naturlig kvalitet)
- Virkning på vanntemperatur

Magasiner kan ha en rekke typer miljøvirkninger, men disse vil ikke inntrefte samtidig for alle typer magasiner.

Lake Nasser er ett av verdens største magasiner. En rekke historiske minnesmerker ble ødelagt under oppfyllingen, men noen ble flyttet og reddet fra neddemming, slik som Abu Simbel tempelet som kan beskues her fra en turistbåt, se figur 6.

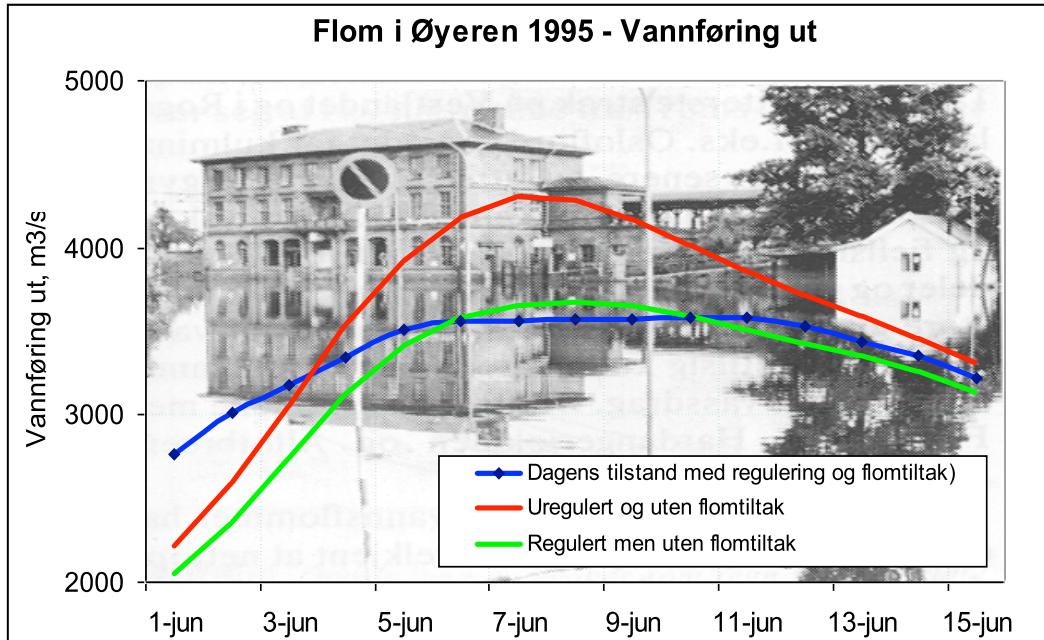
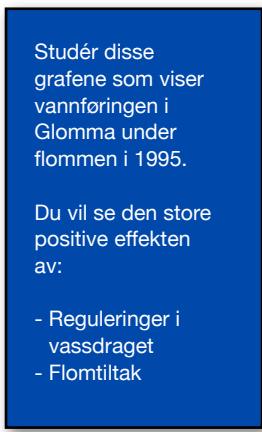
8. REGULERING FOR FLOMDEMPNING

Dersom det er store skadeflommer i et vassdrag kan en bygge magasiner som samler opp flommen og slipper flomvannet ut igjen på en kontrollert måte. Slike flomdempningsmagasin kan gjøre stor nytte ved at flomtoppen holdes tilbake, idet det ofte er en relativt kort periode der en har stor skadeflom.

Ved regulering for flomdempning er det viktig å holde magasinet tomt eller i hvert fall nede på et lavt nivå inntil flommen starter. Dette er det motsatte av andre former for bruk, for eksempel for vannkraft og vannforsyning, der en helst ønsker å holde magasinet så fullt som mulig til enhver tid.

Flomdempningsmagasin krever store reguleringsvolum og store og kostbare dammer for å skape dette volumet. Flommer er også (heldigvis) sjeldne hendelser, og det er ikke så ofte en har behov for slike magasiner. Det er derfor vanlig å prøve å kombinere bruk av flomdempning med andre formål, for å utnytte magasinet en større del av tiden, som å kombinere flomdempning med vannkraft og vannforsyning til irrigasjon. Internasjonalt finner vi mange damanlegg som er bygget for dette, for eksempel Aswan-dammen i Nilen og Three Gorges Dam i Kina.

I Norge er det hittil ikke bygget egne magasiner bare for flomdempning, men heldigvis er det mulig å utnytte de magasinene som er bygget for vannkraftformål til også å gi flomdempning. Et eksempel på dette er at under storflommen i Glomma i 1995 så ble en betydelig del av flomvannet holdt tilbake og reduserte flomtoppen ved Lillestrøm med ca 2 meter i forhold til det den ville vært uten regulering. I tillegg er det bygget ut tappetunneler i utløpet av Øyeren, som også hjelper til med å senke vannstanden under flom. Til sammen er det beregnet at vannstanden i Øyeren (og ved Lillestrøm) er blitt senket med inntil 4.5 m i forhold til det en ville hatt i naturlig tilstand, uten noen form for menneskelig inngrep. Dette har også medført at flommen ut av Øyeren og videre nedover Glomma er blitt betydelig redusert, slik som illustrert på Figur 7 som viser beregninger utført etter "Vesle-Ofsen" i 1995.



Figur 7: Oversvømmelsene ved Lillestrøm var store under "Vesle-Ofsen" i 1995, men regulermagasinene i Glomma reduserte flommen kraftig

9. BEREGNING AV NØDVENDIG REGULERING OG MAGASINSTØRRELSE

Regulermagasin lages for å utjevne forskjellen mellom vannrike og vannfattige perioder. I de fleste land finner vi store sesongmessige variasjoner i tilsiget, i Norge skyldes dette i hovedsak forskjeller mellom sommer og vinter. I de fleste land i tropiske og subtropiske strøk har en typiske regntider og tørketider, det regntiden kan være 3-4 måneder og tørketiden opp mot 8-9 måneder. For å sikre en stabil vannforsyning i tørketiden er det da nødvendig å ha et stort nok magasin til å kunne tappe ut vann i hele perioden.

Det å bestemme hva som er stort nok magasin er en svært viktig del av planleggingen. Dette kan beregnes når en kjenner til hvilket forbruksmønster en har, og data for tilsiget inn til magasinet. Siden en ikke kjenner hvordan de hydrologiske forhold vil bli i framtida når magasinet skal brukes, er det vanlig å bruke historiske data for tilsig, og anta at forholdene blir de samme i framtida, statistisk sett. Siden de hydrologiske forholdene varierer mye fra år til år er det nødvendig å studere en lang periode med observasjoner for å sikre at en finner den mest ugunstige tørkeperioden og bruke den ved planlegging av nødvendig magasinkapasitet. Beregningsmetoden er kort skissert nedenfor.

I eksemplet er brukt data fra Isdammen som er hovedvannkilde for Longyearbyen på Svalbard. Data for tilsiget til Isdammen er vist på Figur 8. Figuren viser tilsiget i et såkalt

hydrologisk år, fra 1. September til 31. August. Legg merke til den store variasjonen over året, og den lange tørkeperioden fra oktober til ut mai. Isdammen ligger i et permafrostområde og her fryser alle elvene helt til gjennom vinteren. Lignende forhold ser vi i mange elver i tørre strøk der elvene ofte bare fører vann under regntiden.

For å sikre vannforsyning til Longyearbyen må det samles opp vann gjennom sommeren og lagres i Isdammen. I perioder der forbruket er større enn tilsiget, stort sett hele perioden fra september og ut Mai, må vann tappes fra magasinet. Det volumet som må tappes i løpet av hele tappeperioden (vinteren) må være lagret ved starten av tappeperioden for å sikre nok vann gjennom vinteren. For å beregne hvor stort volum som er nødvendig må vi starte på det tidspunkt tilsiget blir lavere enn ønsket tapping (forbruk), og deretter:

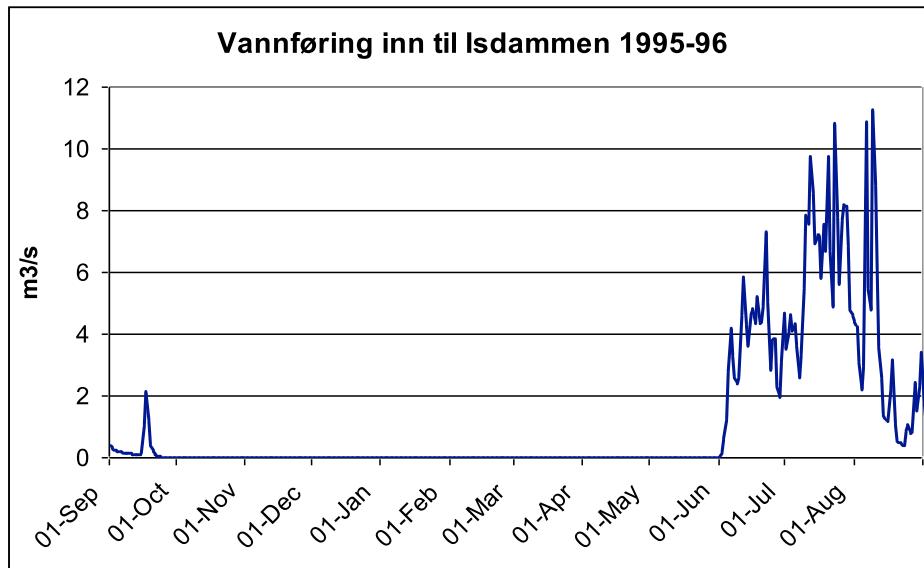
1. Finn tilsiget dag for dag gjennom tappeperioden (se Figur 8)
2. Finn forbruket dag for dag gjennom tappeperioden (se Figur 9)
3. Summer forskjell Forbruk-Tilsig (SUMT) og finn største verdi gjennom tappeperioden.

Dette er det volumet en må ha disponibelt i magasinet ved starten av tappeperioden for å kunne møte forbruket.

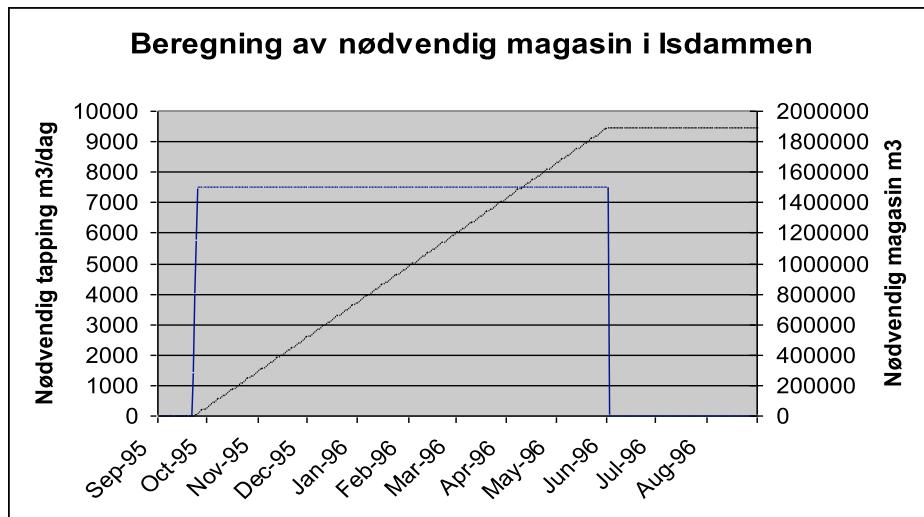
Ved beregningene må en ta hensyn til at magasinet vil fylles opp igjen dersom tilsiget overstiger planlagt tapping. Slike beregninger utføres vanligvis ved å bruke simulerings-

modeller der en ser på en lang årekke, og finner den ugunstigste tappeperioden, dvs. den perioden som har det største magasinbehovet. Dette er så det magasinet en må ha tilgjengelig for å møte forbruket.

Resultatet av beregningene viser at for å sikre stabil vannforsyning til Longyearbyen gjennom en tappeperiode på 8 måneder er det nødvendig å etablere et magasin på nesten 2 mill. m³. Så må dette magasinet fylles opp igjen i den påfølgende perioden når tilsiget er større enn forbruket.



Figur 8: Vannføring inn til Istdammen i et hydrologisk år



Figur 9: Nødvendig tapping fra magasin i tappeperioden fra 1/9-1995. Daglig tapping (blå kurve, venstre akse) og summert verdi for nødvendig magasin (høyre akse). Maksimal verdi for sum tapping viser nødvendig magasin.

Dette notatet er forfattet av Ånund Killingtveit, med noen mindre tillegg av Leif Lia, begge professorer ved Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU.



Forelesningsnotat Nr. 7 - Professor Ånund Killingtveit

Flom og flomskader i vassdrag

Formålet med dette notatet er å gi en introduksjon til temaet flom, hvilke skader flommer kan medføre og om hvordan vi kan beskytte oss mot flom og flomskader.

Du skal ha lært:

- Klassifisering av flomtyper
- Hvordan flommer oppstår
- Hvilke skader de kan medføre
- Hvordan vi kan beskytte oss mot flomskader
- Om gjentaksintervall og flomfrekvens
- Beregning av flommens størrelse
- Klimaendringenes betydning

1. HVA ER FLOM?

En kan skille mellom vanlige folks oppfatning - og det fagfolk på området (hydrologer) oppfatter som flom. Vanlige folk snakker gjerne om flom når det oppstår oversvømmelser for eksempel langs en elv eller rundt en innsjø, dvs. når vannet strømmer inn over områder som vanligvis er tørre. Flom kan også oppstå når det er springflo i sjøen eller når dammer eller diker bryter sammen slik at vannet strømmer ut over områder som skulle være beskyttet. Folk flest tenker som oftest på selve oversvømmelsene når de hører begrepet flom, en vanlig definisjon er at det er flom når vannet strømmer utenfor det vanlige elveløpet og inn på arealene ved siden av elva.

Hydrologene trenger ofte å tallfeste størrelsen på flom, og bygger derfor sin oppfatning av flom på målt vannstand eller vannføring fra hydrologiske målestasjoner. Slike målestasjoner fins i en rekke norske elver og vassdrag, som regel er stasjonene utstyrt med instrumenter som registrerer vannføring kontinuerlig. På grunnlag av målinger over en årrekke kan det lages statistiske analyser og beregninger av dimensjonerende flommer.

2. HVORDAN OPPSTÅR FLOM?

De vanligste årsakene til at det blir flom er:

- kraftig regnvær
- snøsmelting
- kombinasjon av regnvær og snøsmelting

Snøsmelting alene fører sjeldent til skadeflom i Norge. Men kombinasjonen av snøsmelting og regnvær kan gi store skadeflommer. I tillegg kan en få store oversvømmelser hvis ras, is eller "drivgods" (trær, røtter med mer) demmer opp en bekk eller elv. Isgang opptrer om vinteren når plutselig regn og snøsmelting setter i gang flom som ikke løs i vassdraget og frakter dette nedover. Når isen kommer til innsnevninger i elveløpet kan det bygge seg opp store demninger som kan gi store lokale oversvømmelser. I Nord-Amerika og Russland har slike isganger skapt flomkatastrofer der hundretusener er blitt berørt.

Flom kan også oppstå på grunn av dambrudd eller på grunn av brudd på diker og beskyttelsesvoller. Et kjent eksempel fra nyere tid er ødeleggelsene i New Orleans da stormen Katarina presset store vannmengder mot kysten og ødela flomvollene rundt New Orleans. Noen av de verste kjente flomkatastrofer skyldes ras i vassdrag som midlertidig demmer opp elven og samler opp store mengder vann bak demningen. Når vannet når toppen av demningen vil denne bryte sammen og skylles bort, noe som kan gi en ødeleggende flombølge nedover i vassdraget. En slik flom inntraff i Gaula i 1345 med katastrofale resultater. Denne omtales senere.

Vi kan også snakke om urbanflom, det er flom i boligfelt og byer eller andre steder som har mye tette flater (hustak og asfalt). Slike steder

må man bygge et eget rørsystem (overvannsnett) med sluk og kummer for å lede vekk regnvann og smeltevann. Her blir ofte oversvømmelser på grunn av tette sluk eller at rørsystemet ikke har stor nok kapasitet til å lede vekk alt vannet.



Adresseavisen

Figur 1: Urban flom – Oversvømmelse i Klæbuveien 5. februar 1999

- Vi skiller mellom:
- Flom i vassdrag
 - Flom fra havet (tsunami etc)
 - Flom pga dambrudd

- Flom i vassdrag kan skyldes:
- Regnflom
 - Snøsmelteflom
 - Kombinasjoner regn og snø
 - Isgang og isdammer

Videre i dette kapittel er det valgt å fokusere mest på "naturlig flom", dvs. flom skapt av naturlige prosesser i elver og vassdrag. Flom skapt på grunn av dambrudd og flom i urbane strøk der samvirket med avløpssystemet er sentralt, blir ikke ytterligere omtalt. Også flommer i kystsonen skapt av forhøyet havnivå, tsunamier, stormbølger etc. blir utelatt i denne omtalen. Alle disse flomtypene er likevel selvsagt viktige og blir omtalt i andre fag senere i studiet.

3. HVILKE OMRÅDER ER MEST UTSATT FOR FLOM?

3.1 Flom på elvesletter

Dersom det med flom menes oversvømmelse, er dette noe som oftest skjer i tilknytning til elver og vassdrag som går gjennom relativt flatte landskap (elvesletter) uansett hvor i verden man befinner seg. Det har i løpet historien vært utallige oversvømmelser av slike elvesletter over hele verden med avsetning av sedimenter, mest kjent her er kanskje Egypt der jordbruksområdene i tidligere tider ble både vannet og "gjødslet" med sedimenter hvert år når Nilen flommet opp. Den årvisse flommen dannet grunnlag for jordbruket og utviklingen av sivilisasjonen i Egypt, men utgjorde også en farlig trussel dersom flommene ble for store.

Sedimentene som blir avsatt har bidratt til at elveslettene nå er områder med fruktbar og god jord, godt egnet for både bosetting, jordbruk og industrietablering. Elvesletter er derfor svært attraktive og har ofte stor tetthet

av befolkning og store materielle verdier i form av boliger, infrastruktur og samferdselsanlegg. Dette medfører også et stort potensial både for materiell skade og for tap av menneskeliv når det av og til oppstår store flommer. Noen eksempel på slike flomhendelser og konsekvenser i form av skader og tap av liv er omtalt senere. Et eksempel på en slik flom/oversvømmelse er vist på Figur 2, hentet fra storflommen i Gaula i 1940.



Figur 2: Flom på elveslette – Gaula mellom Melhus og Klett, August 1940.

Under denne flommen ble Gauldalen omdannet til en stor innsjø. Ny E6 passerer nå omtrent midt imellom trafoen og det nærmeste huset på bildet. Se også flomsonekart for det samme området på Figur 6.

3.2 Flom i bratte og materialførende elver

En annen type flom opptrer i bratte sidevassdrag. I slike vassdrag vil vannet oppnå stor hastighet og ha stor erosjonsevne. Erosjonen kan føre til utgravinger og ras og være svært farlig, de fleste flommer som krever menneskeliv i Norge og ellers i Europa oppstår i slike bratte elver. I denne type elver er det ikke først og fremst vannstandstigningen som utgjør en fare, men vannets evne til å grave ut og flytte masser, og til å undergrave hus og veier og utløse ras.

I slike bratte elver avsettes etter hvert store rasvifter der elva munner ut i hoveddalen, elva ligger ofte "på toppen" av rasvifta og skifter løp når det kommer en ny stor flom. Samtidig er områdene også ofte brukt til bebyggelse og de krysses av veier og jernbane. Det gir et stort potensial for skader og på grunn av stor vannhastighet kommer flommene ofte så hurtig at det oppstår fare for menneskeliv. Et eksempel på denne type flom er vist på Figur 3. Bildene er hentet fra tettstedet Tretten i Gudbrandsdalen i 1995, der det ble omfattende skader da elva Moksa brøt ut av sitt vanlige løp og eroderte og skadet en stor del av bebyggelsen langs elveløpet. Skadene oppstod fordi det opprinnelige elveløpet ikke hadde kapasitet til å ta unna flommen og følte til at elva brøt seg nytt løp gjennom boligområdet.



Figur 3: Flom i bratt sidevassdrag som flyter ut på en rasvifte, på Tretten i 1995.

Flom på elvesletter dekker ofte store områder med nesten stillestående vann. Det kan gi skader på avlinger, hus, veinett og infrastruktur, men er sjeldan livstruende fordi vannet har liten hastighet og stiger så langsomt at varsling og evakuering er mulig.

Flom i bratte og materialførende vassdrag har mindre utstrekning i areal, men er mer farlige på grunn av stor vannhastighet og stor erosjon i elv og elvebredder. Flommen oppstår raskt og kan være vanskelig å varsle. Denne type flommer tar flest liv i Europa.

4. HVORDAN KAN VI FORHINDRE AT DET BLIR FLOM?

Flom kan ikke forhindres, det er en naturgitt hendelse som mennesket ikke kan kontrollere, men vi kan til en viss grad redusere virkningene og skadene gjennom ulike tiltak. Det som genererer flommen, nedbørforhold og evt. snøsmelting kan ikke påvirkes, men derimot kan det være mulig å redusere flomvannføring og de skadelige virkningene av flom. Vi kan dele inn i følgende hoved-metoder for å redusere flom og/eller flomskader:

1. Tiltak for å redusere avrenning fra nedbørfeltet
2. Tiltak for å forsinke og utjevne flomvannføring i elvene
3. Tiltak for å begrense oversvømmelse langs vassdragene
4. Tiltak for å forhindre eller redusere flomskader og tap av liv

4.1 Tiltak for å redusere avrenning fra nedbørfeltet

Nedbør og snøsmelting kan resultere i stor avrenning og flom. Stort sett er dette forhold som ligger utenfor menneskelig kontroll, men det kan være noen muligheter til å påvirke prosessen. Ved avskogning og ved urbanisering vil en kunne få en økt avrenning pga at en mindre del av nedbøren da vil infiltrere i grunnen. Resultatet kan bli økt flom, et forhold som er observert både ved urbanisering og i områder der skogen hogges ned, for eksempel i tropiske regnskoger.

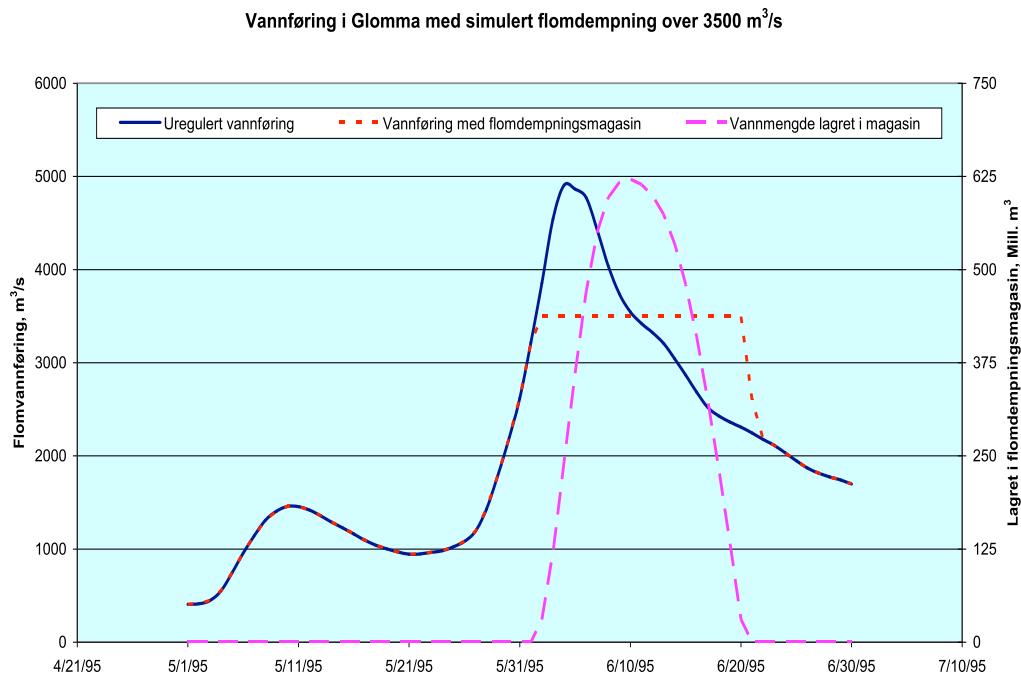
Omvendt kan flomavrenningen reduseres ved tiltak som øker infiltrasjonen og lagring av vann i grunnen, slik som skogplanting, bygging av terrasser, konturpløying og andre

tiltak som fører til bedret vegetasjonsdekke og dermed mindre avrenning. Slike tiltak vil ofte også redusere erosjon og utvasking av matjord og dermed gi mindre sedimentasjon i elver og magasiner, noe som også kan redusere flommene.

4.2 Tiltak for å forsinke og utjevne flomvannføring i elvene

Den mest effektive måten å redusere flomvannføring i elvene er å bygge demninger og samle opp og forsinke flomtoppen. Reguleringsmagasiner til vannkraftproduksjon har i Norge ført til stor reduksjon av flomvannføring i en rekke vassdrag. Dette er nok det viktigste flomreduserende tiltak i vårt land. I mange land bygges det egne magasiner for å samle opp flomvann og slippe det ut igjen på en kontrollert måte. Prinsippet for dette er vist på Figur 4. Ved bygging av et flomdempningsmagasin kan maksimal flom begrenses til 3500 m³/s, mens naturlig flom går opp til nesten 5000 m³/s. Men dette krever at et stort magasin er tilgjengelig, kurven merket "Vannmengde lagret i magasin" leses mot høyre Y-akse, og viser at et volum på hele 625 Mill.m³ vil være nødvendig for å lagre den delen av flomtoppen som overstiger 3500 m³/s.

Selv om en etter flommen er kulminert tømmes magasinet igjen så fort som mulig, vil magasineringen forlenge perioden med høy vannføring (≥ 3500 m³/s) fra 9 til 19 dager. Vi oppnår altså en reduksjon i flomtoppen men vi må tåle at flommens varighet forlenges. Under storflommen i Glomma i 1995 viste det seg at flomdempning på grunn av kraftverksmagasinene reduserte flomstigning og skader svært mye i nedre deler av vassdraget, for eksempel ved Lillestrøm (Eikenes et al., 2000).



Figur 4: Prinsipp for flomdempning med lagring av flomtoppen i et magasin

Tiltak for å redusere flomskader:

- Redusere vanntilførsel
- Utjevne/forsinke vannføringen
- Begrense utbredelse av flommen
- Begrense bruk av flomutsatte områder
- Beredskap, Varsling og evakuering

4.3 Tiltak for å redusere oversvømmelser langs vassdragene

Ofte skjer de største flomskadene på elveslettene langs de store elvene. Dette skyldes dels at de topografiske forholdene her lett gir store oversvømmelser, og dels at elveslettene ofte er tett bebygd slik at skadepotensialet er ekstra stort. Når flommen kommer vil elveløpets kapasitet fort bli for liten fordi elveløpet har liten gradient, vannstanden stiger over elvebreddene og flomvannet vil da strømme ut på elveslettene på begge sider. For å forhindre dette kan man bygge flomvern som forbygninger, diker, flomvoller. Dette kan være effektivt mot små og middels store flommer, men det er dyrt å bygge dikene høye nok til å sikre seg mot virkelig store flommer.

Bygging av flomvern kan også lett føre til at man får inntrykk av at oversvømmelser ikke vil skje igjen, og det tas sjansen på å bygge boliger og å etablere industri på disse elveslettene. Det har vist seg mange ganger i løpet av de siste årene at slike elvesletter likevel kan oversvømmes til tross for forbygninger og diker. Skadene blir da ekstra store. Flommen i Glomma i 1995 er et eksempel på dette. Et eksempel på flomdikter er vist på Figur 5. Dette bildet viser en elveslette der flomdikter (forbygninger) holder vannet inne i elveløpet og hindrer flom på elveslettene. Under storflommen i Mississippi i 1993 ble skadene svært omfattende fordi mer enn 1000 flomvoller ble ødelagt slik at vannet

strømmet fritt ut og ødela jordbruksområder, boliger, veier og hele byer. Slike flomvern bygges nå helst på steder der det finnes store befolkningsområder, områder med industri eller spesielt viktig infrastruktur. Beskyttelse av rene jordbruksområder er blitt mindre vanlig i de senere årene, også fordi det kan bli konflikter med miljø- og naturverninteresser.



Figur 5: Flomdikter bygget for å hindre oversvømmelse av elveslette

4.4 Tiltak for å forhindre eller redusere flomskader og tap av liv

Ofte vil det ikke være mulig å redusere flommernes størrelse, men det kan likevel være mulig å redusere flommens konsekvenser, både i form av mindre skader og ved å forhindre eller redusere tap av liv. Vi kan dele disse tiltakene inn i to hovedgrupper:

- Tiltak for å holde flommen borte fra folk ("Keep floods away from people")

Sikring mot flom kan skje ved:

1) Aktiv sikring: "Keep floods away from people"

- Flomvoller
- Diker
- Kanalisering

2) Passiv sikring: "Keep people away from floods"

- Reguleringsplaner
- Lovverk
- Byggstandarder

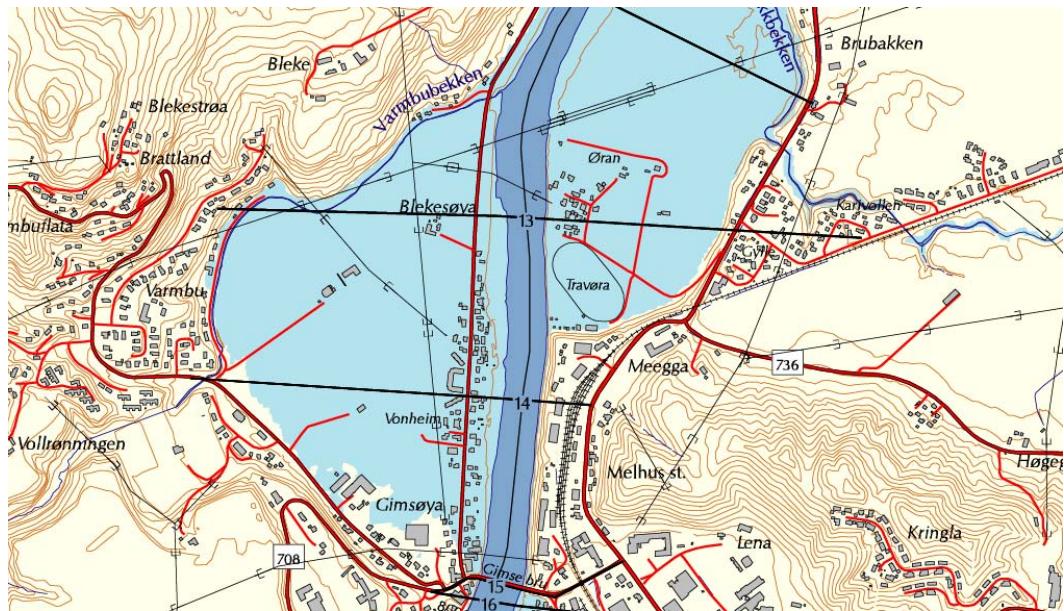
Vi må lære oss å leve med flom!

- Tiltak for å holde folk borte fra flomområder ("Keep people away from floods")

Den første hovedmetoden er den tradisjonelle og vel kjent også i Norge, ofte også kalt aktiv sikring. Ved å bygge beskyttelsestiltak, flomvoller, diker eller å lede flomvannet bort i kanaler eller tunneler kan en holde beboede områder fri for flom og på den måten forebygge eller redusere skader. Dette vil imidlertid ofte kreve omfattende tekniske inngrep og føre til store inngrep i naturmiljøet, noe som er blitt mer og mer kontroversielt. Men når det er snakk om store befolkningskonsentrasjoner og store økonomiske verdier kan dette likevel være både nødvendig og lønnsomt. Konsekvensene kan være enorme dersom flomtiltakene ikke virker og flommen likevel bryter inn i et beskyttet område, ikke minst fordi det er en tendens til at befolkningen føler seg trygge her og at det dermed fører til økt bebyggelse og etablering av infrastruktur, boliger og industri. Det er nok å vise til New Orleans og Nederland for å finne steder der svært omfattende tiltak er satt i verk for å holde flommen unna bebyggelsen, og i begge tilfeller er det også dystre erfaringer med hva som kan skje når disse tiltakene ikke virker.

Den andre hovedmetoden, å holde folk borte fra flomområder, også kalt passiv sikring, har fått sterkt økende fokus i mange land, også i

Norge, i de seneste 10-20 år. Årsaken er etter hvert en erkjennelse at det ikke alltid er mulig å bygge seg unna problemet med tekniske tiltak, og at en heller bør legge vekt på å forhindre ny bebyggelse i sterkt flomutsatte områder. I Norge ble dette oppsummert etter flommen i 1995 gjennom slagordet "Vi må lære å leve med flom". Med dette menes at vi må tilpasse oss mer til flommene og ikke bare prøve å bygge tekniske tiltak mot flom. Dette er nå innarbeidet i lovverket der det pålegges kommunene å sikre at det ikke tillates å bebygge områder som er sterkt utsatt for flom og ras. Kommunene er pålagt å skaffe seg informasjon om hvor stor risiko det er alle steder der det kan oppstå flom, og de kan bruke Naturskadeloven og Plan- og Bygningsloven som verktøy for å nekte bruk av arealer som har uakseptabelt høy risiko. Stikkordet er Differensierte sikkerhetskrav. Arealbruken skal tilpasses til den flomrisiko som finnes, slik at sikkerheten mot flom blir høy der det er fare for store skader eller tap av liv, og lavere der skadene blir mindre omfattende. Områder med viktig infrastruktur, sykehus, vei og jernbane, industriområder etc skal bare tillates etablert der de er sikre mot flom med gjentaksintervall >200 år (1000 år hvis menneskeliv er truet). Jordbruksområder vil vanligvis ikke bli sikret mot større flommer enn en 20-års flom, da kostnadene ved selve flomsikringen ellers lett vil bli større enn den skade som kan forhindres.



Figur 6: Utsnitt fra flomsonekart for Melhus ndf. Gimse bru.

Et viktig verktøy i kommunenes arbeid med arealplanlegging og vurdering av flomrisiko er såkalte flomsonekart. Flomsonekart lages nå for alle større vassdrag i Norge for områder med stort skadepotensial ved flom. Kartene

viser hvilke arealer langs elvene som blir oversvømmet av flommer med 10, 20, 50, 100, 200 og 500 års gjentaksintervall. Disse gjentaksintervall er tilpasset lovverkets krav om hva som er akseptabel sikkerhet for ulike

typer arealbruk. Kartene finnes både som papirkart og som digitale kart, og er nå i utstrakt bruk i den kommunale arealplanleggingen. Et eksempel på et utsnitt fra et flomsonekart er vist på Figur 6. Lyst blått areal i figuren viser areal som blir oversvømmet ved en 500-års flom. Området ved Øran og Travøra er også vist på Figur 2.

5. HVOR STOR KAN EN FLOM BLI?

Det er vanligvis ikke mulig å bestemme eksakt hvor stor flom som kan oppstå i et vassdrag. Ved dimensjonering av større damanlegg der det er fare for menneskeliv ved et evt. brudd, er det krav om at dammen skal tåle den såkalte "Påregnelig Maksimal Flom" også kalt PMF. Dette er en teoretisk øvre verdi som tar utgangspunkt i en tenkt situasjon der den ugunstigste mulige kombinasjonen av meteorologiske faktorer (nedbør, temperatur) oppstår samtidig med ugunstigste mulige hydrologiske forhold (jordfuktighet, snømengde, vannstand i magasiner). Ved å kombinere dette og bruke matematiske modeller kan en beregne en øvre grense for flommen, men disse beregningene vil alltid ha et stort element av usikkerhet.

Vanligvis ønsker vi ikke bare å kjenne den største mulige flommen, men sammenhengen mellom forskjellige flomstørrelser og hvor hyppig de inntreffer, den såkalte flomfrekvensfordelingen. Slike beregninger vil alltid ta utgangspunkt i målte flommer i vassdraget gjennom en lang historisk periode. I beregningene brukes vanligvis største målte flom i hvert år (årsflom) som datagrunnlag. Dersom vi for eksempel har målinger i en elv for 50 år, og finner at det i løpet av denne tiden har vært 5 flommer med en vannføring på over 100 m³/s, så er sannsynligheten for å få en flom > 100 m³/s omtrent 5/50 eller 10%. Omvendt kan vi si at en flom ≥ 100 m³/s inntreffer i middel hvert 10. år (5 av 50). Her følger noen viktige uttrykk og definisjoner:

- Største årlige flom kalles årsflom. Vanligvis brukes døgnmiddelverdi.
- Middel av alle årsflommer i observasjonsperioden kalles middelflom
- Sammenheng mellom flomstørrelse (Q) og sannsynlighet (p) kalles flomfrekvensfordeling
- $p(Q)$ definerer sannsynlighet for at en flom ≥ Q inntreffer i vassdraget i ett vilkårlig år
- $T(Q) = 1/p(Q)$ kalles for flommens gjentaksintervall og viser hvor mange år det går i gjennomsnitt mellom hver gang en så stor flom inntreffer eller overskrides

Dersom en flom med vannføring Q inntreffer i gjennomsnitt hvert 50. år kalles den for en 50 års flom, og dette skrives ofte Q_{50} . Generelt

gjelder at dersom en flom inntreffer i gjennomsnitt hvert T år så kalles dette en T -års flom, Q_T . Ved dimensjonering av dammer er det vanlig å beregne 1000 års flom for kontroll av dammens sikkerhet. Ved dimensjonering av flomsikringsanlegg er det vanlig å bruke kortere gjentaksintervall, typisk fra 20 eller 200 år. Dette betyr at en tillater at det i gjennomsnitt hvert 20. (evt. 200.) år kommer en flom større enn det anlegget er dimensjonert for.

Bestemmelse av flommenes frekvensfordeling baseres på statistisk analyse av observerte årsflommer i det aktuelle vassdraget. Beregningen av flomfrekvensfordelingen kan utføres enten med grafisk eller matematisk metode. Dersom det finnes observerte flommer for N år der hver årsverdi betegnes Q_i ($i = 1, 2, \dots, N$) kan beregningen utføres på følgende måte, idet det forutsettes at flommene kan beskrives med den såkalte Gumbels Ekstremverdifordeling (Gumbel Type 1). Den matematiske ligningen for Gumbel Type 1 fordeling er:

$$p(Q) = 1 - e^{-e^{-(b(Q-a))}}$$

der

$p(Q) =$ sannsynlighet for at flommen (i ett hvilket som helst år) skal bli større enn Q .

$a, b =$ er parametre som bestemmes ut fra observerte flomdata Q_1, Q_2, \dots, Q_N .

$e =$ grunn tall for naturlig logaritmer.

For å bruke formelen må en først tilpasse ligningen til det aktuelle vassdraget, dvs. beregne de to parametrerne a og b . Dette gjøres ved å ta utgangspunkt i observerte flommer. Først må vi beregne flommenes middelverdi μ_Q og standardavvik σ_Q .

$$\mu_Q = \bar{Q} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N Q_i$$

$$\sigma_Q = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (Q_i - \bar{Q})^2}$$

Deretter beregnes:

$$a = \mu_Q - \frac{\gamma}{b}$$

der γ er Eulers konstant = 0.5772.

$$b = \frac{\pi}{\sigma_Q \sqrt{6}}$$

I praksis må parameter b beregnes først, deretter parameter a .

Det er ikke meningsfylt å spørre om hvor stor flommen kan bli. Vi må bruke statistiske metoder der vi spør om sammenheng mellom flommens størrelse og hyppighet (frekvens).

Dette kalles «Flomfrekvens-analyse»

Noen viktige begrep vi må forstå:
 -Årsflom
 -Middelflom
 -Gjentaksintervall
 -T-års flom

Flomfrekvensfordeling:

Gumbelfordelingen (Ekstremverdifordeling)

Gir sammenheng mellom flommens størrelse (Q , m³/s) og flommens sannsynlighet for å inntreffe eller overskrives i ett vilkårlig år (p).

Med denne formelen kan vi for eksempel beregne en 100-års flom eller en 1000 års flom for dimensjonering av en dam.

Når parametrene er bestemt kan en sette disse inn i ligningen og beregne sannsynligheten for hvilken som helst flomverdi. Et eksempel illustrerer hvordan parametrene kan bestemmes og Gumbels ligning brukes for flomanalyser:

Eksempel 1:

Anta at årsflommer er observert i et vassdrag gjennom 30 år og at en ut fra de 30 verdiene har beregnet middelverdi (middelflom) $\mu_Q = 323.5 \text{ m}^3/\text{s}$ og standardavvik $\sigma_Q = 97.1 \text{ m}^3/\text{s}$. Ved å sette inn disse verdiene i formlene foran beregner vi $b = 0.0132$ og $a = 279.8$. Dette kan nå settes inn i formelen for Gumbel Type 1 fordeling som da blir:

$$p(Q) = 1 - e^{-e^{-0.0132(Q - 279.8)}}$$

Dersom vi setter inn $Q=200$ gir dette verdien $p(Q) = 0.943$

Dersom vi setter inn $Q=500$ gir dette verdien $p(Q) = 0.053$

Dette betyr at sannsynligheten for å få en flom $> 200 \text{ m}^3/\text{s}$ er 0.943, en svært høy sannsynlighet.

Sannsynligheten for å få en flom $> 500 \text{ m}^3/\text{s}$ er 0.053 eller bare 5.3%. Denne flommen har et gjentaksintervall $T = 1/0.053 = 18.9 \text{ år}$. Dette betyr at en flom på $500 \text{ m}^3/\text{s}$ inntreffer i snitt ca hvert 19 år i dette vassdraget.

Noen ganger ønsker vi å beregne hvilken flomverdi som tilsvarer et gitt gjentaksintervall, for eksempel en 1000 års flom Q_{1000} . Dette kan gjøres ved å bruke definisjonene foran der $T_Q = 1/p(Q)$ og formelen for Gumbels fordeling. Ved å arrangere om ligningen og løse den for Q i stedet for p_Q kan vi finne flomstørrelse som funksjon av gjentaksintervall T_Q :

$$Q = a - \frac{1}{b} \ln \ln \left[\frac{T_Q}{T_Q - 1} \right]$$

Ved å bruke parametrene $a = 279.8$ og $b = 0.0132$ og $T_Q = 1000 \text{ år}$ finner vi at dette tilsvarer en vannføring $Q = 803 \text{ m}^3/\text{s}$. Dette betyr at 1000-års-flommen her er på ca 800 m³/s.

6. NOEN EKSEMPLER PÅ FLOM OG FLOMKATASTROFER INTERNASJONALT

Fлом er et begrep som har fulgt menneskeheden fra de eldste tider. I Bibelen er Syndefoden et kjent begrep, men lignende beskrivelser finnes faktisk også i mange andre religiøse verk rundt omkring i verden, og i de

fleste tilfeller omtales flom som en prøvelse eller straff som hjemmøker mennesker og straffer dem for et syndefullt liv. Naturlig nok kjenner vi mest til dette fra de sivilisasjoner som utviklet seg på elveslettene langs de store elvene i Midt-Østen og Asia, for eksempel langs Nilen, Eufrat-Tigris, Indus og Den Gule Flod i Kina. Disse sivilisasjonene ble bygget opp på elveslettene og var svært sårbarer for ekstreme flommer, og det er lett å forstå at naturlige flomkatastrofer kunne medføre store ødeleggelse og etter hvert forklares inn i mytologi og religion som en straff fra gudene for menneskelig synd og dårskap. Det kan jo også være verdt å tenke over at vi i dag er i ferd med å få en lignende forståelse igjen, dagens og morgendagens flommer er kanskje ikke bare tilfeldige utslag av naturens luner, men i økende grad forårsaket av menneskelige inngrep og misbruk av naturen. Dette kan skyldes naturinngrep som avskogning og urbanisering, og endringer på grunn av menneskeskapte klimaendringer.

6.1 Flommer i Kina

De største flomkatastrofene som er kjent har funnet sted i Kina. Kina har hatt en høyt utviklet sivilisasjon i flere tusen år, en sivilisasjon som ble bygget opp på de store og fruktbare elveslettene. De store elvene har vært en viktig kilde til liv og samtidig en dødelig trussel. Det finnes beskrivelser av en rekke flomkatastrofer som hver for seg trolig har tatt millioner av liv. Særlig utsatt har befolkningen vært langs Den Gule Flod (Huang He), også kalt "Kinas sorg" på grunn av de mange katastrofene. Ifølge kinesiske historikere har elva flommet over 1593 ganger i løpet av de siste 3-4000 år, og hovedløpet er blitt endret 18 ganger, noe som har medført enorme skader og tap av liv. Flommen i 1887 var en av de verste naturkatastrofer som er kjent, da mellom 900 000 og 6 mill liv gikk tapt og millioner ble hjemløse. En nesten like dødelig flom kom knapt 50 år senere, i 1931. Da ble mellom 850 000 og 4 mill mennesker drept av flommen og på grunn av sult og sykdommer som fulgte i kjølvannet. Denne hendelsen regnes som den verste naturkatastrofen i det 20. århundre. En ny katastrofe fulgte bare 7 år senere i 1938 da mellom 500 000 og 900 000 liv gikk tapt. Denne gangen var flommen skapt av mennesker. For å hindre framrykning av den japanske arme åpnet kinesiske ledere flomdikene langs Den Gule Flod og oversvømmet et område på 54 000 km², tilsvarende 1/7 av Norges areal.

6.2 Flommer i USA

I USA er det særlig Mississippi som har vært utsatt for flom. Den siste store flommen kom i 1993 og medførte skader på ca 140 Milliarder

kroner. Flommen ødela 56000 boliger og vasket bort mer enn 1000 flomvoller. Men dette var bare den siste i en lang rekke med katastrofeflommer, i 1871, 1874, 1903, 1907, 1912 og 1913. Etter hver flom ble det bygget mer og mer omfattende diker langs elva som beskyttelse, men nye storflommer fulgte i 1927, 1936 og 1937. Etter hvert ble det klart at det ikke var mulig å beskytte seg mot alle flommer, noe storflommen i 1993 viste tydelig. Det er blitt klart at tekniske tiltak har sin begrensning, og at dette må kombineres med tiltak som sikter på å redusere bruken av flomutsatte områder og tiltak i form av varsling og evakuering for å begrense skadene når flommen kommer.

6.3 Flommer i Europa

I de store Europeiske elvene finnes beretninger om flommer tilbake til 1300 tallet og til tross for svært omfattende tiltak mot flom oppstår det fortsatt store skader og tap av liv på grunn av flom. Mellom 1998 og 2002 var det for eksempel over 100 alvorlige flomkatastrofer i Europa med over 700 omkomne og med skader på over 200 milliarder kroner. I 2002 var det svært omfattende oversvømmelser i mange elver, verst i Donau og Elben. Flomvannstanden i Donau var da den største på over 100 år. Det er interessant å merke seg at flommene ofte var relativt størst i nedre deler og at årsaken synes å være at kanalisering og bygging av diker for flombeskyttelse høyere oppe i elva hadde ført til større flommer lengre nede. På 1990-tallet var det flere store flommer i europeiske elver, for eksempel i Rhinen og Meuse i 1993/94 (10 døde), i Oder, Morava og Donau i 1997 (105 døde), i Sarno og Quindici i Italia i 1998 (300 døde), i Biescas, Spania i 1996 (86 døde). De store flommene i Rhinen og Meuse i desember-januar 1993/94 og en gjentakelse i januar 1995 ga støtet til en økt beredskap mot flom også i Norge, og da storflommen i Glomma kom i Mai-Juni 1995 var arbeidet allerede igangsatt for å bedre forskning om tiltak mot flom, det såkalte HYDRA-programmet (Eikenes m.fl. 2000). Det kan nevnes at EU har prioritert arbeidet for å bedre beskyttelsen mot flom og flomskader høyt, bla ved å utarbeide et eget direktiv om dette, det såkalte Flomdirektivet. Dette vil også bli gjeldende i Norge som en del av Norsk lov.

7. HVILKE STORE FLOMKATASTROFER HAR VI HATT I NORGE?

Sammenlignet med store deler av verden har vi også her vært heldige i Norge, men likevel finnes det tallrike eksempler på store flommer og omfattende flomskader, i så å si alle deler

av landet. Den største kjente flomkatastrofe med hensyn på tap av liv i Norge skjedde i Gauldalen i Sør-Trøndelag i året 1345. Et jordras ved Kvasshylla sperret av dalen og demmet opp vannet i Gaula over flere dager inntil en stor sjø var dannet fra Støren og helt opp til Singsås. Da vannet steg over toppen av dammen ble denne erodert bort i løpet av kort tid, og dette skapte en stor flombølge som gikk nedover dalen med stor fart og krevde minst 500 menneskeliv og ødela praktisk talt alle hus og kirker nedover Gauldalen. Det er noe uklart hva som forårsaket selve raset, men trolig har flom vært en utløsende faktor. Denne flomkatastrofen skjedde kort tid før Svartedauden kom til landet. Som kjent kom denne pesten til Europa fra Sentral-Asia eller Kina. Enkelte har satt utbruddet i forbindelse med en kjempeflom i Kina noe før 1340, der flere millioner skal ha omkommet. En lignende, kanskje menneskeskapt flomkatastrofe inntraff i Ilabekken i Trondheim 27. mai 1791. Flommen startet med et brudd på en nybygd demning i Kobberdammen. Dette satte i gang en dominoeffekt idet flere dammer ble brutt av flodbølgen, til sammen 22 omkom. Dette er den hendelsen som har krevd flest menneskeliv i Norge på grunn av et dambrudd.

Den kanskje mest kjente flom i Norge er Storoften (1789). Denne flommen rammet store deler av Sør-Norge, fra Trøndelag i nord og hele Østlandet. Flommen kom midtsommers etter et ekstremt regnvær 20-23. juli og rammet et meget stort område. I alt omkom 68 mennesker og de materielle skadene var svært omfattende, særlig i Gudbrandsdalen. Det foreligger mange observasjoner og merker som viser flommens utbredelse slik som den som er vist på Figur 7.

Figur 7 viser flomstøtten som er satt opp ved Skogbruksmuseet på Elverum i Glomma-vassdraget. Helt øverst på steinen er vannstanden som ble registrert under flommen i 1789 avmerket. Flommen i 1995 som ble kalt "Vesleofsen" er også avmerket, vi ser at den var mye lavere enn Storoften. På 1800-tallet var det en rekke store flommer, den største i 1860, men også i 1858, 1862 og mot slutten av århundret. I de siste 100 årene var det store regionale flommer i 1910, 1916, 1927, 1934, 1938, 1940, 1966, 1967 og den siste i 1995. I Trøndelag var de verste flommene i 1918, 1932, 1934, 1938 og 1940. Den aller største flommen i Trøndelag inntraff i august 1940 da det ble svært omfattende skader i hele Sør-Trøndelag, med tyngdepunktet i Gauladalføret. Her steg vannstanden enkelte steder helt opp til 8-10 meter over normal vannstand.

Flom er en av de farligste naturkatastrofer som kan inntrefte, og har alltid skapt problemer for mennesker.

Noen av de verste katastrofene har funnet sted i Kina.

Enkelte flomepisoder i Kina har krevd mer enn 1 million menneskeliv.

I Europa var det over 100 alvorlige flomkatastrofer i løpet av 4 år fra 1998 til 2002, med tap av over 700 menneskeliv.



Figur 7: Noen store flommer i Norge. Flomstøtte ved Elverum (th) viser høyden av noen av de største flommene som er observert i Glomma. Storoften øverst og vesleofsen er merket nest øverst. I venstre kolonne vises bilder fra noen andre store flommer:

- Øverst: Skader på Rjukan under storflommen i 1927
- Midten: Flommen i Gaula i august 1940 satte hele Støren sentrum under vann
- Nederst: Vesleofsen i mai-juni 1995 var den største i Glomma siden 1789

8. FLOM OG KLIMAENDRINGER - ER DET MER FLOM NÅ ENN FØR OG BLIR DET VERRE?

Dette er et tema som det er blitt fokusert mye på i den senere tid, fordi vi opplever at det synes å være stadig større flommer og flom til alle årstider. Det spekuleres derfor om at dette har noe med klimaendringer å gjøre. En viktig grunn til at de fleste oppfatter at flommene er verre nå enn før er selvsagt mediedekningen. Flom er "godt stoff" og i dag vil TV og Internett bringe oss bilder av flommer og andre naturkatastrofer nesten uansett hvor det skjer i verden. Forskningen om globale klimaendringer trekker jo også konklusjonen

at det allerede har skjedd temperaturstigninger og nedbørökning, og at dette også ventes å fortsette. Det er da en naturlig konklusjon at også flommene er blitt større, og at framtidene vil bli ennå verre, at det vil bli "varmere, våtere og villere". Men stemmer dette med fakta?

8.1 Er flommene i dag verre enn før?

Dersom vi ønsker å vurdere om flommene nå er verre enn før, så må dette baseres på observerte data og bruk av statistiske metoder. Slike undersøkelser har vært utført både i Norge (Roald, 1999) og internasjonalt (Kundzewicz, 2005). Konklusjonen for disse og andre undersøkelser er stort sett at det ikke er mulig å påvise noen endring i flomforhold. Det

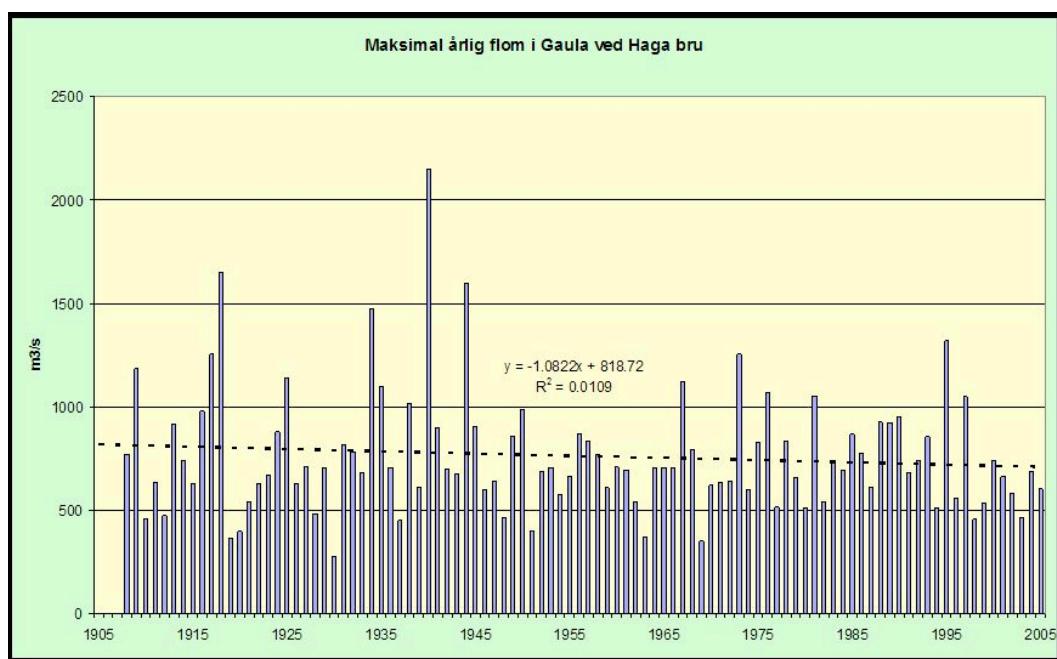
Det synes nå overveiende sannsynlig at klimaet er under endring, og at dette skyldes menneskelig påvirkning. Global økning i lufttemperatur i løpet av dette hundreåret kan bli fra 2 grader hvis mottiltak settes i verk raskt, og opp til 3-4 grader hvis vi fortsetter med "Business as usual".

Klimaendringen vil virke inn på både nedbør og temperatur, og dermed på flomforhold. Det er derfor svært viktig å ta med virkninger av klimaendringer ved planlegging av tiltak mot flom både i urbane strøk og i vassdrag

er riktignok slik at vi noen steder kan finne tegn til økning, men så er det andre steder der en ser en reduksjon. De fleste vassdrag viser ingen signifikant endring. Dette er illustrert med Figur 8 som viser flommer målt i Gaula i Sør-Trøndelag. Det kan her se ut som at det er en svak reduksjon over tid, men denne trenden er ikke signifikant. Derimot er det tydelig at en har tendenser til opphopning av flommer i visse perioder, i Gaula og Midt-Norge generelt var det en slik periode med mange store flommene i årene fra 1918 til 1944. Vi finner alle de fire største flommene i Gaula i denne perioden.

Den mest omfattende undersøkelsen internasjonalt er dokumentert i Kundzevicz (2005). Her ble 195 elver over hele verden

undersøkt, og konklusjonen ble at det ikke var mulig å påvise noen generell endring i flomstørrelse, og dermed ingen virkning av klimaendringer. I den grad det var en trend var denne litt synkende, trolig fordi reguleringer i mange vassdrag har redusert flommene noe. Men de fleste vassdrag viste ingen signifikant endring, verken opp eller ned. Selv om det ikke kan påvises en økning i flomstørrelse er det derimot en klar økning i **flomskader**. Men dette skyldes i hovedsak endringer i bosetting og arealbruk, slik at flere mennesker og større materielle verdier blir utsatt for flom og flomskader. Denne trenden er helt klar og vil nok fortsette, men da på grunn av befolkningsutvikling og økonomisk utvikling, ikke klimaendring.



Figur 8: Flommer i Gaula for perioden 1908-2005 (Døgnmiddel for årsflom)

8.2 Vil framtidige klimaendringer føre til verre flommer?

Selv om det i media til stadighet hevdtes at vi vil få større flommer og mer ras pga de forventede klimaendringene, så er ikke dette så oppagt som en skulle tro. Flom skapes på grunn av en ugunstig kombinasjon av ekstrem nedbør og vannmettet jord som fører til at mye av nedbøren renner av. Ved en klimaendring vil trolig temperaturen stige (dette ventes med > 90 % sikkerhet) og i mange områder, for eksempel Norge, ventes også nedbøren å øke. Likevel er det ikke sikkert at flommer og ras vil øke, fordi økt lufttemperatur også vil føre til mer vegetasjon og større fordampning og mindre jordfuktighet. Slik sett kan resultatet like godt bli at det blir mindre flommer og mindre ras, det siste fordi også faren for ras er

så nær knyttet opp mot jordfuktighet.

Spørsmålet om en vil få økende flommer i framtida på grunn av klimaendringer, er ikke like enkelt å besvare som det å se på om dagens flomregime er endret. Her kan vi ikke se på målte data, men må basere analysene på modellberegninger. Det ser ut til at mange slike beregninger gir økende flommer, men metodene er ennå ikke godt nok utviklet til å gi et helt sikkert svar. Dette er derfor et viktig forskningsfelt i årene framover. Dersom vi får en slik økning kan det føre til behov for endring av dimisjoneringsregler både for vassdragsanlegg, dammer og VA-anlegg.

Et alternativ til bruk av modeller er å se på erfaringer fra tidligere perioder med klimaendringer. Dette kan gjøres ved å se på

spor etter flom og ras, i form av erosjonsspor og sedimentære lag i innsjøer og våtmarker. En kan selvsagt også bruke historiske dokumenter der slike finnes. En noe overraskende konklusjon fra mange slike undersøkelser er at det synes å være mer flommer og ras i kjølige perioder, og mindre flommer og ras i varme perioder. Både på Vestlandet og i Gudbrandsdalen er det funnet spor som tyder på en opphopning av flommer og ras i kjøligere perioder (Eikenes & al, 2000). Lignende resultater er også kjent fra andre steder i verden både ute i Europa og i Kina. Det er for eksempel godt dokumentert at en hadde en rekke ekstreme flommer både i Norge, i Europa og i Kina på midten av 1300 tallet, i den perioden da det hadde skiftet fra en varm periode (1100-1300) og til en mye kjøligere periode som varte i flere hundre år. I denne kalde perioden ("Den lille istid") hadde en stor aktivitet med flommer både i Norge og ute i Europa. Den verste flommen, "Storofsen" i 1789 kom etter en periode med mange store flommer, og dette skjedde i den aller kjøligste perioden i den lille istid. Dette mønsteret finner vi igjen i mange land, og det er derfor grunn til å stille et spørsmål ved den vedtatte sannhet om at en oppvarming også vil medføre større flommer. I Trøndelag var det mye større flomaktivitet i den kjøligere perioden fra 1905-1945 enn i de seneste varmere årene, ref Figur 8.

REFERANSER

- OK Eikenes, O., Njøs, A., Østdahl, T., Taubøl, T. (2000): Flommen kommer... Sluttrapport fra HYDRA-et forskningsprogram om flom
Kundzewicz, Z. m.fl. (2005): Trend detection in river flow series: Annual maximum flow. IAHS Hydrological Sciences Journal.
Roald, L.A. (1999): Analyse av lange tidsserier, Hydra Rapport nr. F01.

Dette notatet er forfattet av Ånund Killingtveit, professor ved Institutt for vann- og miljøteknikk.



Forelesningsnotat Nr. 8 - Førsteamanuensis Sveinn T. Thorolfsson

VA-systemenes oppbygging, elementer og funksjon

Med eksempler fra Trondheim

FORORD

Formålet med notatet er å gi en innføring i VA-systemenes oppbygning, elementer og funksjon.

Man skal ha lært:

- Om hensikten med å bygge VA-systemene
- Å forklare VA-systemenes oppbygging fra vannkilde til resipient
- Å forklare funksjonen til de viktigste elementene i VA-systemene

Rent vann er grunnleggende behov for menneskers velvære og utvikling, men spørsmålet er hvordan disse behovene best kan møtes.

Vann er vårt viktigste næringsmiddel og en forutsetning for all menneskelig aktivitet. I Norge har tilgangen på vann tradisjonelt vært god, og vi har utviklet en kultur som tar nok og godt vann som en selvfølge. Rent vann i store mengder er ingen selvfølge. Gode vannkilder, behandling av vannet og distribusjon av drikkevannet krever store investeringer og pålitelige tekniske løsninger.

Vannforsyningssystemene, forkortet VA-systemene, er en av samfunnets aller viktigste infrastrukturtillegg.

Vannforsyningssystemets oppgave er å ta ut vann fra en kilde, behandle vannet og transportere vannet frem til forbrukerne på en hygienisk sikker, pålitelig og økonomisk måte. Ved kriser et eller annet sted i verden, som krig, jordskjell, flom, tsunami etc. nevner mediene ofte, for å understreke alvoret; "Vannforsyningen er brutt".

I Norge er sikkerheten i vannforsyningen under debatt, særlig etter den tragiske "Gardia-epidemien" i Bergen for få år siden, der flere mennesker ble alvorlig syke. Hvert år antas mange mennesker å bli syke i Norge pga infisert drikkevann. Det antas å dreie seg om flere titalls tusen mennesker pr år.

Avløpsystemets oppgave er å sørge for forurensings- og flomkontroll på en sikker, bærekraftig og økonomisk måte. Spillvann og overvann skal samles opp og håndteres på en

forsvarlig måte, ofte med omfattende rensetiltak, før utslip til naturen.

Bygging, drift og forvaltning av tekniske anlegg for å skaffe drikkevann samt foreta forurensings- og flomkontroll i urbane områder er sentrale oppgaver i samfunnet.

1. MÅL MED VA-SYSTEMENE

Drikkevannforskriften pålegger vannverkseier hele tiden å levere nok mengde av et drikkevann som er bruksmessig tilfredstilende og hygienisk betryggende og at det er nok vann til forbruk, brannslukking og til å dekke næringlivets behov. Dette gjelder både i normale driftsituasjoner og i mer unormale situasjoner.

Vannforsyningssystemets oppgave er å skaffe nok vann med en helsemessig, betryggende kvalitet, med et akseptabelt trykk, en akseptabel regularitet og til en akseptabel kostnad.

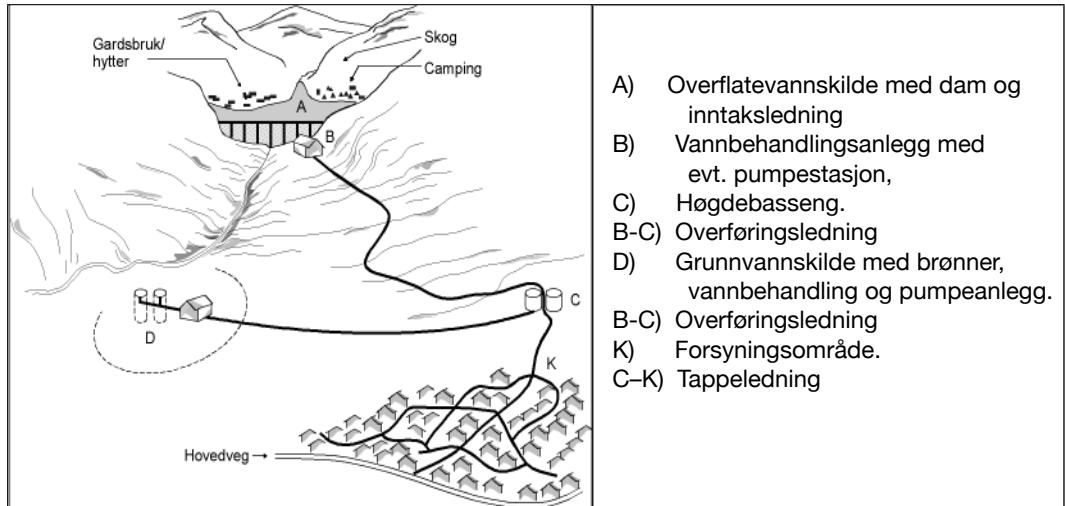
Hovedmålet for avløpsvirksomheten er å unngå at forurensing, miljøskade og sjenerende forhold oppstår som følge av avløps- og overvannshåndtering. EUs rammedirektiv for vann har som hovedprinsipp at grunnvann, elver, innsjøer, kystvann og overgangssonen mellom ferskvann og sjøvann skal ha god økologisk standard innen år 2015.

Avløpssystemets oppgave er å samle opp avløpsvannet, spillvann og overvann, der det produseres, og å disponere det lokalt eller transportere det bort, rense avløpsvannet hvis det er påkrevd, og å slippe avløpsvannet ut i en egnet og godkjent resipient, uten tap av forurensinger og til en akseptabel kostnad.

Vannverket er en næringsmiddelvirksomhet og har status som en ren bedrift, mens avløpsverket er en uren bedrift. Disse bedriftene bør derfor holdes strengt atskilte og en fysisk kopling mellom vannverket og avløpsverket skal ikke forekomme på grunn av smittefare.

- Vannverkene skal sørge for:
- Godt og nok vann til alle
 - Sikkerhet i forsyningen
 - Tilfredsstillende forsyning innenfor økonomisk akseptable rammer
 - Optimal bruk av vannkildene
 - Vann til andre formål

2. VANNFORSYNINGSSYSTEMET
Vannforsyningssystemet består av: Vanntilsigsområde, vannkilde(r), vannbehandling, vanntransportsystem og driftsrutiner. Vannforsyningssystemet omfatter også selve vannet. Figur 1 viser skjematiske fremstilling av vannforsyningssystemet.



Figur 1: Skjematiske fremstilling av et vannforsyningssystem.

Et vannverk skal normalt tilgodese følgende forbruk:

1. Husholdningsvann
2. Industriavann
3. Driftsvann for jordbruksbruket (eksklusiv vanning)
4. Kommunalt bruk (brannslukking, svømmehaller, etc.)
5. Vanningsformål, irrigasjon, spyling

Kommunale (og private) vannverk skal sørge for følgende:

1. Godt og nok vann til alle som skal forsynes.
2. Sikkerhet i forsyningen
3. Tilfredsstillende forsyning innenfor økonomisk akseptable rammer.
4. Optimal bruk av vannkildene og kildevalg vurderes opp mot andre brukerinteresser.
5. Vann til evt. andre, dvs. de som ikke er tilknyttet kommunal vannforsyning (industri, jordvanning, spredt bebyggelse, hytter etc.)

Det stilles en rekke krav til vannforsyningssystemets funksjon og sikkerhet. Vannverkseiers forpliktelser ved levering av drikkevann omfatter som regel følgende:

- Drikkevann skal ha en kvalitet som oppfyller krav stillt i Drikkevannsforskriften, dvs være hygienisk

betyggende, klart og uten fremtredende lukt, smak og farge

- Ved normal driftssituasjon skal vanntrykket ved tilknyttingspunkt til gateledning være mellom 1 og 6 bar dvs. 10 – 60mVS (mVS = meter VannSøyle).
- Abonnentene skal forsynes med tilstrekkelig mengde drikkevann til eget forbruk 24 timer i døgnet.
- Ved avbrudd i vannforsyningen som for eksempel vannlekkasje, skal vannverkseier gjenopprette forsyningen innen 8 timer (dag) eller 20 timer (natt + dag).
- Dersom vannforsyningen uteblir i mer enn 3 timer, vil vanntank bli kjørt ut til husholdningsforbruk.
- Ved flere enn ett ledningsbrudd på samme strekning (100 meter) i gjennomsnitt de siste år, skal vannverkseier fornye ledningen

Det skal være innebygd minst to uavhengige hygieniske barrierer mot overføring av sykdoms- fremkallende mikrober og andre helseskadelige forurensinger for en tilstrekkelig hygienisk sikring av vannforsyningen.

2.1 Tilsigsområdet

Tilsigsområdet omfatter hele nedslagsfeltet til en overflatevannskilde og influensområdet til en grunnvannskilde. Det settes inn tiltak for å:

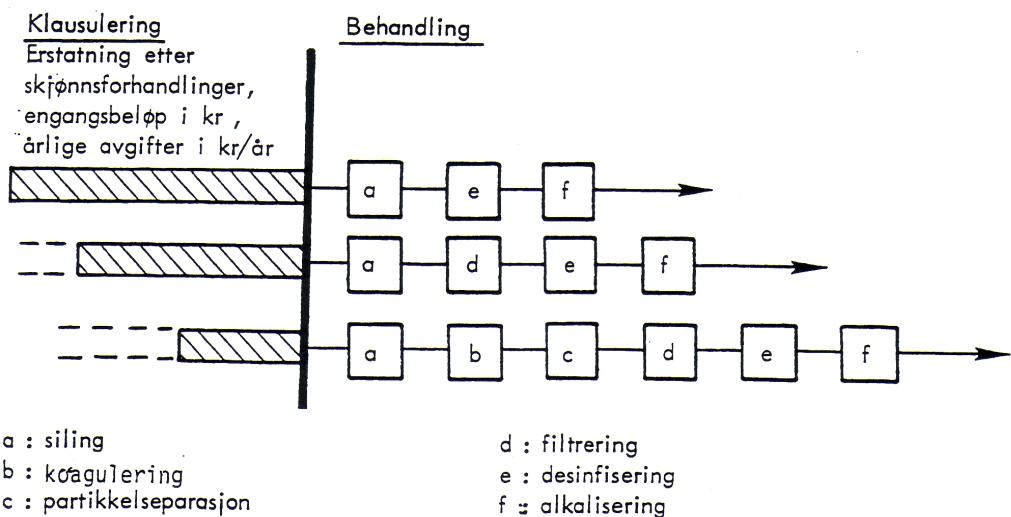
1. Hindre overføring av sykdomsfremkallende mikrober og andre helseskadelige forurensinger til vannkilden
2. Fjerne/ødelegge av sykdomsfremkallende mikrober og andre helseskadelige forurensinger ved vannbehandling.

En hygienisk barriere defineres som: «Naturlig eller tillaget fysisk eller kjemisk hindring, herunder tiltak for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus, parasitter mv, og/eller fortykke, nedbryte eller fjerne kjemiske eller fysiske stoffer til et nivå hvor de aktuelle stoffene ikke lenger representerer en helserisiko.»

Det er ønskelig ut ifra en kostnadsmessig vurdering at råvannet trenger så lite vannbehandling som mulig. Klausulering (= båndlegging) skal hindre en uønsket utvikling i nedslagsfeltet til en vannkilde.

For større vannverk medfører enhver forekomst av mikroben "Clostridium perfringens" at den hygieniske barrieren er brutt.

Figur 2 viser en sammenheng mellom klausulering og vannbehandling. Mindre tiltak i nedbørfeltet betyr som regel mer omfattende vannbehandling.



Figur 2: Sammenhengen mellom klausulering og vannbehandling

Vannforsyningssystemet består av:

1. Vanntilsigsområde (nedslagsfelt)
2. Vannkilde(r)
3. Vannbehandling
4. Vanntransportsystem
5. Driftsrutiner

Vannkilder kan være:

1. Overflatevann
2. Grunnvann
3. Sjøvann med avsalting
4. oppsamlet overvann oftest fra tak
5. Resirkulert avløpsvann

2.2 Vannkilder

Tilgang på gode og sikre vannkilder er en forutsetning for all bosetting og samfunnsutvikling. Som drikkevannskilder benyttes:

1. Overflatevannskilder:
 - 1.1. Store dype innsjøer, dypere enn 20 m med sprangsjikt.
 - 1.2. Grunnere innsjøer og tjern, grunnere enn 15-20 m.
 - 1.3. Elver/bekker
2. Grunnvann
 - 2.1. Grunnvann fra løsavsetninger
 - 2.2. Grunnvann i fjell
 - 2.3. Oppkommer.
 - 2.4. Kunstig infiltrert grunnvann
3. Sjøvann (trenger avsalting). Det brukes for eksempel på Kanariøyene, norske øysamfunn, skip, oljeinstallasjoner etc.
4. Oppsamlet overvann, som oftest fra tak etc.
5. Resirkulert avløpsvann.

Over 80% av befolkningen i Norge får drikkevannet fra vannforsyning basert på overflatevann. Det brukes for det meste dype innsjøer, dvs >20 meter dype. På temperatursyklen over året dannes det om sommeren et varmt vannlag i innsjøen i de øverste 5 – 15 metrene, mens vannlaget under beholder temperaturen rundt eller under +4°C. Overgangslaget mellom varmt øverstlag og kaldere nedre lag kalles "sprangsjiktet". Om vinteren dannes ofte isdekk på innsjøen og hindrer kommunikasjon med vannet under. Om våren og om høsten kan temperaturen i vannet fra overflaten til bunnen ha +4°C. Det kan da foregå en transport fra overflaten til bunnen og omvendt vers. Det kalles "fullsirkulasjon" som forkommer minst to ganger i året i tempererte strøk

2.3 Tekniske anlegg

De tekniske komponentene i vannforsyningssystemet er:

1. Vanninntak
2. Vannbehandlingsanlegg

Overføringsystemet består av:

1. Overføringsledninger / tuneller
2. Evt. pumpestasjoner
3. Ev. høgdebassenger
4. En eller flere tappeledninger

Hensikten med høgdebassenger er:

1. Jevne ut variasjonene i timeforbruket
2. Sørge for forsyning ved stans i overføringen
3. Sørge for vann til brannslokking
4. Sørge for jevnt trykk i fordelingsnettet
5. Dempe trykkstøt
6. Evt. avslamme vannet
7. Brukes som klorkontaktbasseng

3. Overføringsanlegg med eventuell pumpestasjon
4. Utjevningsbasseng/høgdebasseng.
5. Fordelingsnettet

2.3.1 Vanninntak

Uttak av vann krever spesielle konstruksjoner som varierer i utførelse. Ved vanninntak fra innsjø bygges ofte en dam og en eller flere inntaksledninger. En inntakstunnel kan være aktuell som i Jonsvannet i Trondheim. Vannbehandlingsanlegget plasseres gjerne i nærheten av inntaket.

Problemer med luft og is er utfordringer ved planlegging og prosjektering av vanninntak. Ved uttak av grunnvann bygges gjerne en eller flere brønner. Disse varierer i utførelse avhengig av om det er fjell eller løsmasser i grunnen. Fjellbrønner kan være et borehull med nedsenket pumpe, mens en brønn i løsmasser kan være av prefabrikerte deler av betong og/eller plast. Kildeutspring oppsamles i spesielle oppsamlingskammer.

2.3.2 Vannbehandling

Vannbehandlingen er avhengig av vannkildens råvannskvalitet og grad av klausulering. Siling, alkalisering og desinfisering med for eksempel klor, Ozon eller UV-belysning, er minimums behandling av drikkevann før det ledes ut å nettet og til forbrukerne. Ved bruk av grunnvann kan desinfeksjon sløyfes.

2.3.3 Overføring

Overføringssystemets oppgave er å transportere en bestemt vannmengde fra vannkilden frem til forsyningsområdet.

Overføringssystemet består av:

1. Overføringsledning(er) og evt. overføringstunnel(er).
2. Evt. pumpestasjon(er).
3. Evt. høgdebasseng(er).
4. En eller flere tappeledninger.

Vannkildens beliggenhet i forhold til forsyningsområdet avgjør hvilke elementer som inngår i overføringssystemet. Overføring kan skje på følgende måter:

- Ved gravitasjon
- Ved pumping
- Ved kombinasjon av gravitasjon og pumping.

Når vannet ikke kan transporteres med gravitasjon må ekstern energi tilføres og en pumpe må installeres. En pumpe er en hydraulisk maskin som omsetter tilført energi (elektrisk eller mekanisk) til hydraulisk energi og derved løfter tryklinjen. Vanligvis pumpes det mot et eller flere høgdebassenger. Pumper

forbruker energi og bør derfor unngås i planleggingen hvis mulig.

2.3.4 Utjevningsbasseng og høgdebasseng

Utjevningsbassengenes og høgdebassengene har som oppgave er å sikre vannleveransen ved stans i overføringen for eksempel ved ledningsbrudd, stans i energitilførsel o.l. Derfor bør det bygges utjevnings- og døgnmagasiner. Høgdebassenget og overføringsledningen skal vurderes samlet. Hensikten med høgdebassenget er å:

- Jevne ut variasjonen i timeforbruket. Døgnutjevning er det mest vanlige. Overføringsledningen kan da dimensjoneres for en vannføring som er fordelt over hele døgnet.
- Sørge for vannforsyning ved stans i overføringen, f.eks. ved ledningsbrudd, pumpehavari etc.
- Sørge for vann til brannslukking.
- Sørge for jevnt trykk i fordelingsnettet.
- Dempe evt. trykkstøt.
- Kan tjene til å avslamme vannet.
- Kan benyttes som klorkontaktbasseng ved klordesinfisering.

Høgdebassengene er viktige elementer for å skaffe jevn og sikker vannforsyning

Høgdebassengene deles gjerne i følgende bassengstyper avhengig av hvordan de er tilkoplet vannforsyningsnettet

- Gjennomstrømningsbasseng
- Motbasseng
- Tyngdepunktsbasseng
- Sidebasseng

Gjennomstrømningsbassenget foretrekkes fordi vannet vil strømme kontinuerlig gjennom bassenget.

2.3.5 Fordelingsnettet

Fordelingsnettets oppgave er å transportere forsyningsvann med akseptabelt trykk og vannkvalitet frem til enhver forbruker til enhver tid samt levere vann til brannslukking. Fordelingsnettet må derfor bygges opp slik at minst mulig stans i vannleveringen forekommer for eksempel ved ledningsbrudd, driftsituasjoner etc.

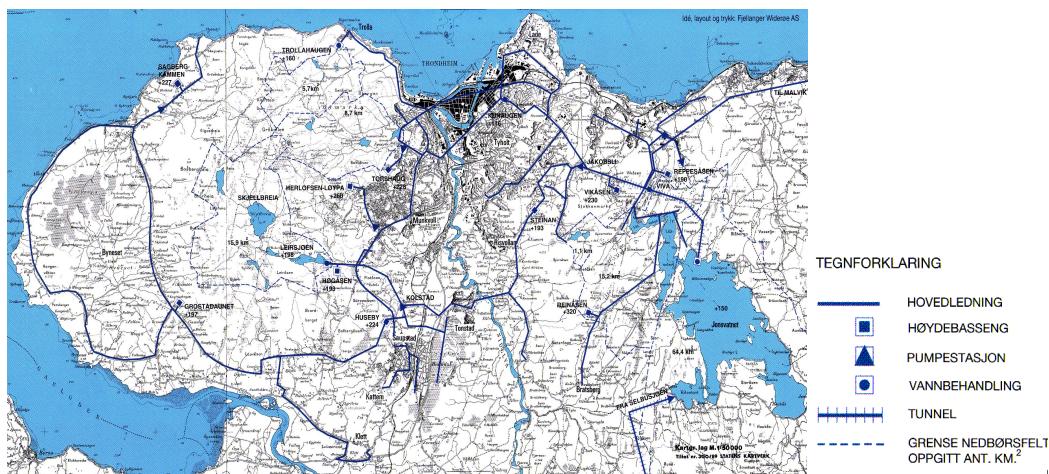
Fordelingsnettet inndeles i trykksoner for å unngå for store trykk på nettet, for eksempel ved trykk enn 60 mVS, mens et minimumstrykk på 5 – 10 mVS (0,5 – 1,0 bar) hos abonnentene må sikres. Det skal aldri forekomme undertrykk på fordelingsnettet.

Figur 3 viser vannforsyningssystemet i Trondheim. Det forsyner 161.000 personer i Trondheim og Malvik. Vannforsyningssystemet består av 760 km med ledninger, 7 km med

tunneller, 12 høgdebassenger med samlet vannvolum på 87.000m³ og 22 vannpumpestasjoner.

Hovedvannkilden er Jonsvatnet på kote +150. Leirsjøen i Bymarka er reservevannkilde. Vannet tas ut på 50 meters dyp i Jonsvannet ved Jervan. Vannet passerer en 0,5 mm sil for å hindre fisk og større gjenstander i å passere inn i vannforsyningssystemet. Deretter føres vannet i en råsprøngt tunnel frem til VIVA vannbehandlingsanlegg i Vikelvdalen. Der gjennomgår vannet filtering gjennom 12 marmorfiltre og svak desinfisering med klor

(0,5 mg/l). I marmorfiltrene, som er 3 meter dype nedstrømsfiltre, filtreres stoffer som humus. Mørkebrunt lag av humus blir liggende på toppen av filteret. Samtidig opptar vannet kalsium joner og pH økes. Økningen i pH tilstrebtes for å redusere korrosjon på nettet og derved øke nettets levetid. Fra VIVA føres vannet i retning byen. En strøm går med selvfall til Kuhaugen høgdebasseng (14.000m³) på kote +116, mens en strøm blir pumpet i Jakobsli pumpestasjon opp til Steinan høgdebasseng (22.000m³) på kote +183. Fra Steinan høgdebasseng ledes vannet i retning Kolstad, Heimdal og Byåsen.



Figur 3: Vannforsyningssystemet i Trondheim, Trondheim kommune (1999)

Avløpssystemet består av:

- Oppsamlings-system
- Hovedtransport-system
- Renseanlegg
- Utslippsarrangement

2.4 Hovedplan for vannforsyning

Enhver vannverkseier er pålagt å utarbeide "Hovedplan for vannforsyning". Hovedplan for vannforsyning er en delplan i kommuneplanen, som skal vise de politiske målsetninger for utviklingen i kommunen og regionen. Det å sikre vannforsyning til fremtidig utbygging og annen utvikling i kommunen/regionen er av største betydning og ofte avgjørende om planen lar seg realisere.

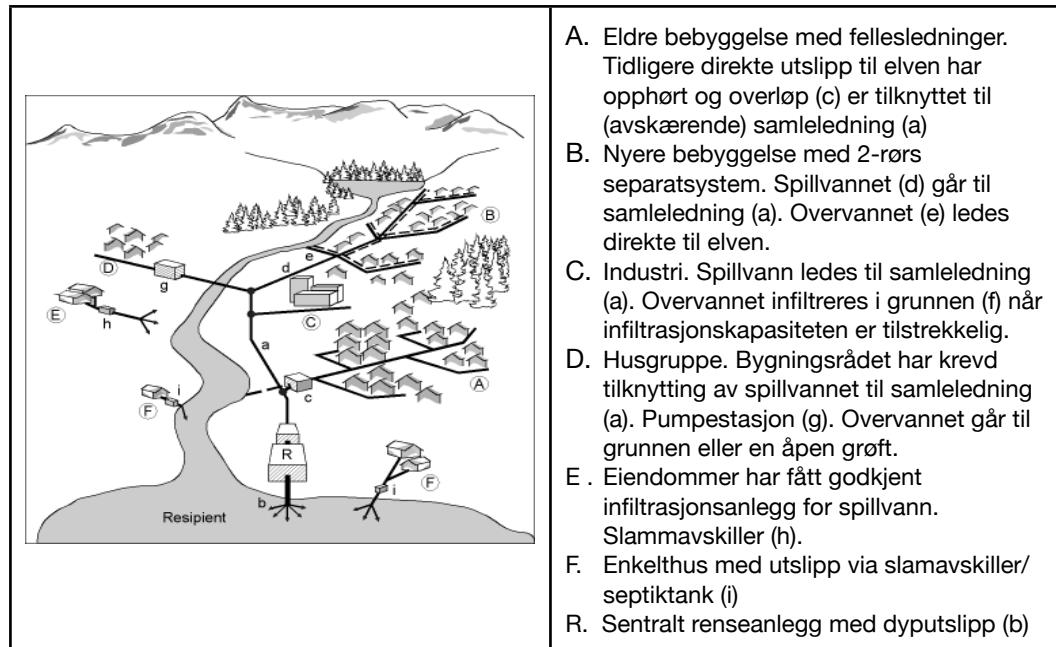
Hovedplanen skal vise hvordan vannverkseier skal oppfylle de konkrete krav som stilles i relevante lover og forskrifter, særlig Drikkevannsforskriften og vannressursloven. Planen skal også vise hvordan vannverkseier skal oppfylle selvvalgte og selvpålagte oppgaver. Eksempler på det er sikkerheten i vannforsyningen, servicegrad overfor abonnentene og omfang av lekkasjeutbedring, ledningsfornyelse mm. Planen beskriver status og drøfter strategier og tiltak.

3. AVLØPSSYSTEMET

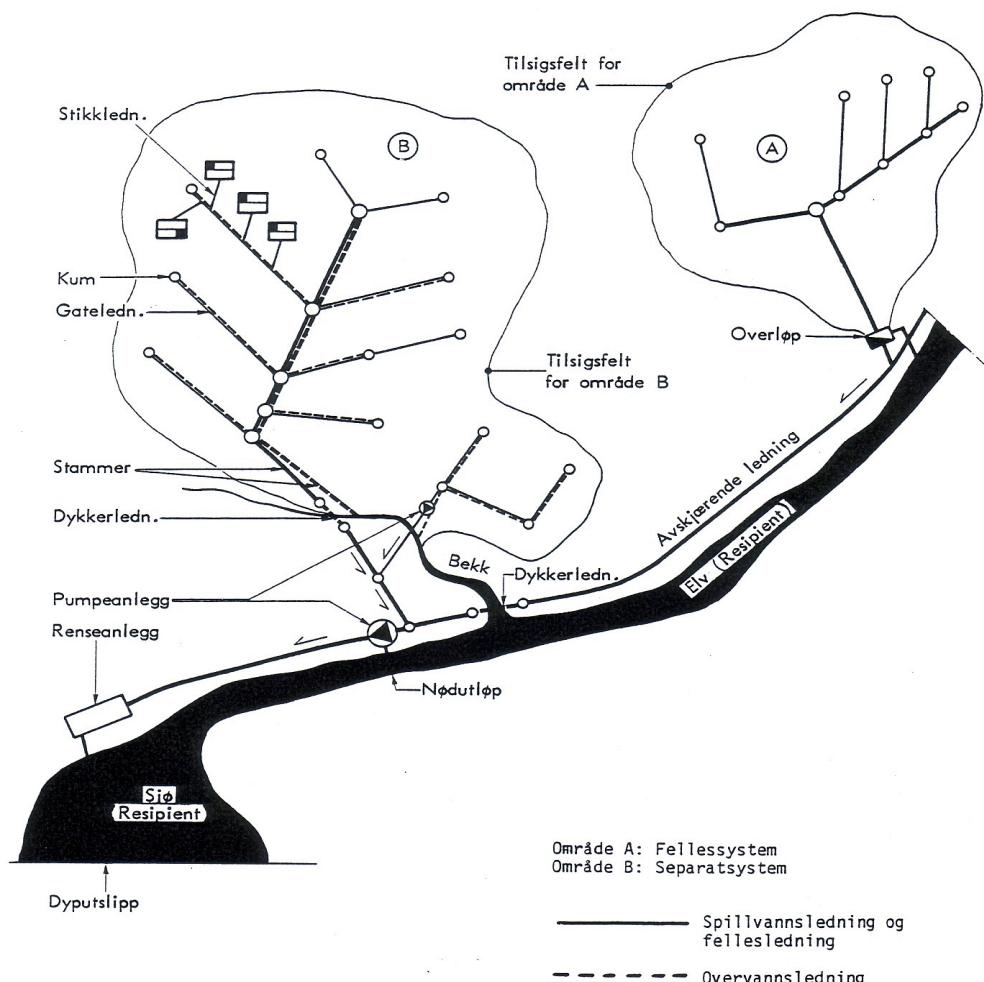
Avløpssystemet består av tekniske anlegg for å ta hånd om avløpsvannet og å levere avløpsvannet til naturen på en kontrollert. Disse består av:

1. Oppsamlingssystem.
2. Hovedtransportsystem
3. Renseanlegg
4. Utslippsarrangement

Figur 4 viser en spillvannsorientert avløpsplan, og figur 5 viser de tekniske komponentene som inngår i en avløpsplan.



Figur 4: En spillvannsorientert avløpsplan med fellessystem og separatsystem. Bøyum et. al (2000)



Figur 5: De tekniske komponentene i en avløpsplan. Bøyum et. al. (1999)

Det er følgende typer ledningssystem:

1. Fellessystem, der spillvann og overvann føres i samme ledning
2. Separatsystem, der spillvann og overvann ledes bort i hvert sitt system av ledninger.
- 2-rørs separatsystem: der overvannet ledes bort i lukket system.
- 1-rørs separatsystem: der overvannet ledes av på overflaten og infiltreres i grunnen.
3. Avløpssystem med redusert overvannsledning. Spillvannet ledes bort i egen ledning, men overvannet infiltreres i grunnen og evt. transporteres bort

3.1 Oppsamlingssystemet

Det er følgende typer ledningssystemer:

1. Fellessystem (område A)

Spillvann og overvann ledes bort i felles ledning

2. Separatsystem (område B)

Spillvann og overvann ledes bort i hvert sitt system av ledninger,

- 2-rørs separatsystemet: der overvannet ledes bort i lukket system.
- 1-rørs separatsystemet: der overvannet ledes bort på overflaten eller infiltreres i grunnen.

3. Avløpssystem med redusert overvannsledning.

Spillvannet ledes bort i egen ledning. Den "lite forurensede" delen av overvannet føres til grunnen, mens forurenset overvann samles opp og transportereres til rensing før utslipp.

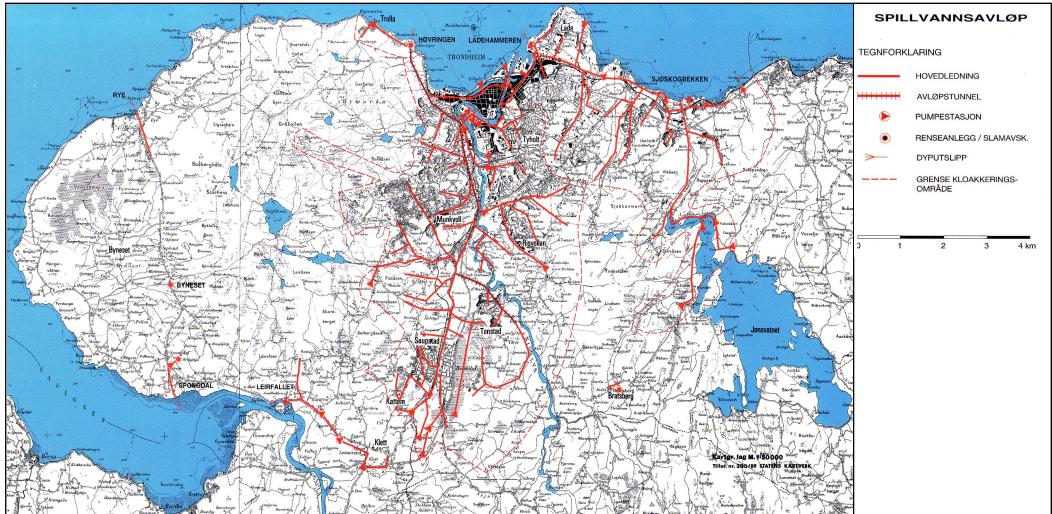
Hvilket ledningssystem som velges er avhengig av lokale forhold og hvilken overvannshåndtering velges. Hvis alt overvann skal håndteres lokalt velges 1-rørs separatsystem.

3.2 Hovedtransportsystem for avløp

Hovedtransportsystemets oppgave er å transportere avløpsvannet frem til et renseanlegg med etterfølgende utslipp i egnet og godkjent resipient. Hovedtransportsystemet består av:

1. Ledningsanlegg med frispeilsstrømning eller trykkledninger som dykkerledninger og pumpeledninger
2. Evt. avløpstunneler
3. Overløp
4. Fordrøyningsanlegg
5. Pumpestasjoner og pumpeledninger
6. Utslipsarrangement, dyputslip etc.

Figur 6 viser transportsystemet for avløp i Trondheim. Transportsystemet består av 1050 km med ledninger for spillvann og overvann, 15 km med tunneler, 50 avløpspumpestasjoner, 68 overløp, 8 fordrøyningsbasseng og 4 renseanlegg. Avløpsnettet i sentrumstrøk ble bygget før 1965 og er stort sett fellessystem. Etter 1965 ble det bygget separatsystem. Begge ledningene ble da ofte koplet til fellesledningen nedstrøms slik at separatsystemet virker som "ikke-aktivt" separatsystem. Det er fortsatt store utslipp til Nidelva og sjøområdene via overløpene.



Figur 6: Transportsystemet for avløp i Trondheim. Trondheim kommune (2002)

De to store renseanleggene i Trondheim, nemlig Hovringen renseanlegg (136.000 pers.) og Ladehammeren renseanlegg (57.000 pers) ligger ved Trondheimfjorden på vest og østsiden av Nidelvas utløp. Utslippet fra Hovringen renseanlegg går ned til 55 meters dyp i Trondheimsfjorden ca. 150 meter fra land, mens utslippet fra Ladehammeren renseanlegg ledes ca 400 meter fra land ut på ca 40 meters dyp.

3.2.1 Ledningsanlegg

Ledningsanlegg med selvfall, dvs med frispeilsstrømning/kanalstrømning, benyttes så langt det er mulig. Når avløpsvannet ikke lenger kan transporteres vha gravitasjon, må det settes inn trykkledninger. Dykkerledninger som er trykkledninger med gravitasjonstransport men fylt tversnitt, benyttes der det er mulig, da det sparer elektrisk energi i forhold til bruk av

Overløpene har som oppgave å avlaste hydrauliske belastninger som overskridet en fast grense, dvs overlopsinnstillingen. De overskytende overlopsvannet går da til en lokal recipient.

I fellessystemer kan mye forurensinger følge med vannet ut i den lokale recipienten

pumpesystemer, pumpestasjon og pumpeledninger.

3.2.2 Avløpstunneler

Avløpstunneler blir ofte brukt i større hovedtransportsystemer der de topografiske og geologiske forholdene tillater det. De blir også ofte brukt til å transportere avløpsvannet dypt under bebyggelsen og byen, som i mange byer i verden, Oslo, Stockholm, Tokyo, Osaka, etc. I Norge er de topografiske og geologiske forholdene gunstige for bruk av avløpstunneler. De største byene i Norge, Oslo, Bergen, Trondheim, Bærum, Stavanger mfl. benytter avløpstunneler til transport av avløpsvannet.

3.2.3 Overløp

Overløpene oppgave er å avlaste hydrauliske belastninger som overskridet en fast grense, den såkalte ”overlopsinnstilling”. Når avløpssystemet ikke lenger klarer å transportere avløpsvannet videre settes det inn et overløp for å avlaste avløpssystemet. Dette er vanlig der fellessystemet koples til hovedtransportsystemet. I regn- og smelteperioder, da tilførselen av spilvann og overvann overskridet kapasiteten på systemet nedstrøms, blir en blanding av spilvann og overvann avlastet til en lokal recipient. Overløpet er derfor et planlagt utsipp som det kreves utslippsstillatelse for. Overlopsutslippene, sammen med utslippen fra renseanlegget, utgjør det totale forureningsutsippet til miljøet fra hele avløpssystemet. Overlopsutslippene kan være et betydelig bidrag i den sammenheng.

3.2.4 Fordrøyningsanlegg

Fordrøyningsanlegg blir installert der det er ønskelig å utjevne eller redusere vannføringen i avløpssystemet eller unngå utsipp ved store avrenninger for eksempel i overløp. Dimensjonen på nedstrøms ledning kan da reduseres og overlopsutslipp til lokal recipient unngås delvis eller helt. Fordrøyningsanlegg er gjerne installert der det er store overvannsføringer som ikke skal føre til utsipp lokalt.

3.2.5 Pumpestasjoner og pumpeledninger

Når avløpsvannet ikke kan føres frem med selvfalls installeres et pumpesystem, pumpestasjon og pumpeledning. Pumpesystemet er en samlet enhet som betraktes samlet. Et pumpesystem forbruker elektrisk energi og bør derfor unngås, hvis mulig. I planleggingsprosessen kan ofte pumpesystemer planlegges bort til fordel for gravitasjonssystemer.

3.2.6 Utslippsarrangement

Utslippsarrangementet er det siste elementet i transportsystemet. Det skal sørge for å lede avløpsvannet ut i en egnet og godkjent jord eller vann recipient, enten jord eller avv, på en slik måte at omgivelsene ikke tar skade

3.2.7 Renseanlegg

Renseanleggenes oppgave er å ta ut forurensinger fra avløpsvannet og levere avløpsvannet til recipienten slik at det oppfyller utslippskravene oppgitt i utslippsstillatelsen.

Renseanleggene er en integrert del av avløpssystemet og må betraktes sammen med det totale avløpssystemet. En systemanalyse av avløpssystemet omfatter både avløpsnettet og renseanlegget.

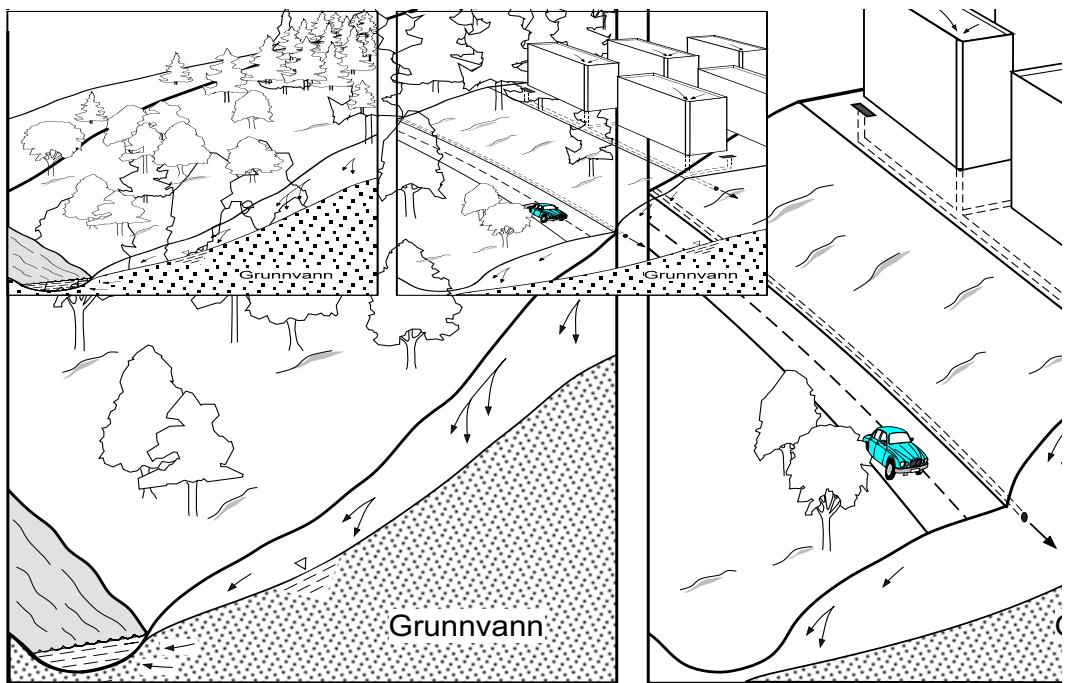
Behovet for og graden av avløpsrensing, spilvanns- og overvannsrensing, bestemmes ut fra tilstanden i recipienten og antall tilknyttede personekvivalenter. Behandling av overvannet vurderes ut fra forurensingsgraden i overvannet og recipienten.

4.0 OVERVANNSHÅNDTERING

Overvann er vann, regn- og/eller smeltevann, som renner av på overflaten fra tak, veier og gater, p-plasser, gårdsplasser og andre tette flater. Overvannet kan håndteres lokalt eller føres bort i avløpsledninger. Overvannet ledes av på overflaten, i grøfter, i stikkrenner, eller i en ledning, enten sammen med spilvannet i en fellesledning eller i en egen overvannsledning der spilvannet går i egen ledning, i separatsystemet. Å behandle overvannet lokalt innebærer å la overvannet finne naturlige veier via infiltrasjon til grunnen og/eller renne bort via åpne vannveier og dammer.

Overvannshåndteringen skal ikke føre til skader på omgivelsene, hverken med hensyn til flom (oversvømmelser), forurensinger, erosjon eller drenering. I Norge har overvannshåndteringen vært basert på å lede overvannet bort i lukkede ledninger. Åpne overvannsløsninger benyttes nå i overvannshåndteringen. Der samles takvann og annet mindre forurenset overvann i dammer og putter med åpent vannspeil på plasser, mellom bygninger, i skolegårder etc. Overvannet blir da gjerne ledet bort i åpne renner eller grøfter etc. STATSBYGG (2004)

Det første som skjer når et område utbygges er å fjerne vegetasjonen. Deretter legges overvannsledninger og tette flater etableres. Figur 7 viser hva kan skje i et område når det utbygges med tette flater som tak, asfalterte flater etc. De naturlige vannveiene og vannbalansen i området endres radikalt.



Figur 7: Vannbalansen i et område før og etter utbygging (Thorolfsson 2000b)

Figur 7 viser at de tette flatene og ledningene har endret den naturlige avrenningen og den naturlige vannbalansen radikalt. Den raske bortledning av overvannet har ført til:

- Den naturlige bekken har forsvunnet.
- Grunnvannstanden har sunket og vekstmulighetene er forringet
- Flomtoppene har økt slik at naturlige bekkesystemer og ledningsanlegg nedstrøms kan overbelastes
- Økt erosjon pga økt vannhastighet
- Utslipp og spredning av overvannsforurensinger (tungmetaller og miljøgifter mm).
- Utbyggingskostnadene vil ofte øke.

Nye overvannsløsninger legger vekt på å forsinke og/eller redusere tilførselen av overvann til avløpssystemet ved tilstand som: 1) Infiltrasjon og/eller naturlig fordøyning, 2) Øket bruk av naturlige vannveier, 3) Mindre bruk av ledninger og avløpstekniske installasjoner til transport av overvannet. Når et utbyggingsområde ligger opp i et vassdrag er disse betingelsene som regel til stede. Utfordringen ligger i å finne frem til en løsning der prinsippet for bærekraftig utvikling kombinert med akseptable økonomiske og miljømessige kriterier oppfylles.

Denne praksisen var ment å gi gode overflatemiljøer og å gi sikkerhet mot oversvømmelser og erosjon. Motivene bak denne håndteringen av overvannet er i hovedtrekk:

1. Bygningsfundamenter må ofte dreneres for å unngå problemer med teleliv og vanninntrengning i kjellere og underetasjer.
2. Oppstuvning av vann på veier og gater medfører ulykker for gående og kjørende.
3. Sammenlignet med åpne grøfter og bekker, eliminerer lukkede overvannsledninger all risiko for erosjon, ras, flomskader og drukningsulykker.
4. Åpne bekker i tettbygde strøk forårsaker ofte flomskader ved kryssing av veier når løp og inntak gjentettes.

Denne overvannshåndteringen løser de umiddelbare dreneringsproblemene, men den fører til mange økologiske, forurensningsmessige, tekniske og økonomiske problemer.

Det er kommet økte kunnskaper om virkninger i recipientene og nye overvannsløsninger er nå tilgjengelige. Den tidligere praksisen har ofte ført til:

1. Kostbare ledningsanlegg
2. Senking av grunnvannstanden og skader på vegetasjon og bygningskonstruksjoner.
3. Utslipp av overvannsforurensinger

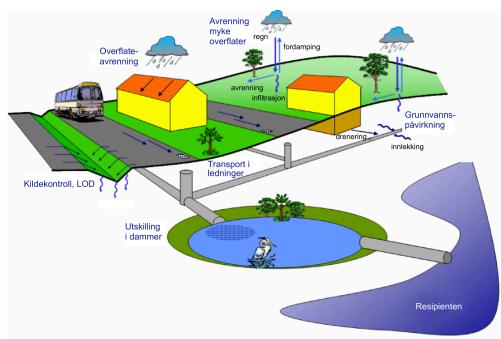
Et eksempel på en mer moderne overvannshåndtering er hentet fra byen Seattle i USA, se figur 8. Overvannet fra en parkeringsplass ved et kjøpesenter blir ledet via en åpning i kantsteinen ut på en gresskledt senkning i rabatten og infiltrert. Forurensingene i overvannet filtreres i gressmatten og slammet blir igjen. Overskuddsvann renner helt bort til sluket og går inn på ledningsnettet.



Figur 8: Overvannshåndtering på en parkeringsplass i Seattle, USA.

Foto: Sveinn T. Thorolfsson. Seattle, april 1997

Figur 9 viser et sammensatt overvannssystem som består av elementer både fra en tradisjonell og en alternativ overvannshåndtering.



Figur 9: Sammensatt helhetlig overvannssystem (NORVAR, 2005)

Overvannet skaper ofte problemer om vinteren som vist på bildet nedenfor, figur 10. Det viser situasjonen i Klæbuveien i Trondheim 5. februar 1999. Overvannet (regn- og smeltevann) rant ned fra Høgskoleplatået og ned i Klæbuveien og inn i kjellerene. Overvannet fant ikke vegen ut av området på overflaten da det ikke var anlagt flomveger. I boligblokken stod vannet i kjelleren en meter opp på veggene. I ledningsnettet ble overvannet blandet med spillvannet så en blanding av kloakkvann og overvann befant seg i kjelleren.

I forhold til spillvannet, innholder overvannet lave konsentrasjoner av næringsstoffer, men høye konsentrasjoner av tungmetaller og organiske mikroforurensinger som PAH etc. Dette gjelder særlig overvann fra vei- og trafikkarealer. Det kan føre til skader i sårbare resipienter. Det kan være hensiktsmessig å behandle overvannet i tettsteder og byer lokalt (SFT 1995).



Figur 10: Klæbuveien i Trondheim 5. februar 1999.

Foto: Ivar Mølsknes. Adresseavisen 5.2.1999

Overvann karakteriseres av meget stor variabilitet i konsentrasjoner og mengder fra nedbørfelt til nedbørfelt og fra regn til regn i samme felt. Et variasjonsområde med en faktor på 10 fra regn til regn i samme felt er ikke uvanlig. Høye konsentrasjoner kan ventes under følgende forhold:

1. I sterkt trafikkerte områder
2. Tidlig i regnskillet.
3. Ved høye regnintensiteter
4. Etter lange tørke perioder
5. I områder med anleggsvirksomhet
6. I smeltevann fra gammel snø fra veiarealer.

Påvirkningen er sterkt stedsavhengig. Den viktigste mulige skaden er giftvirkning i på vannet. Forurensingen i overvannet kan være betydelig, og kan ha negativ effekt på sårbare resipienter.

5. TILTAK FOR Å REDUSERE SKADEVIRKNINGENE AV OVERVANNSFORURENSINGER

De fleste forurensingskomponentene i overvann er partikulært bundet, slik at behandlingsanlegg som fjerner partikler også vil fjerne det aller meste av forurensingene, bortsett fra fosfor og nitrogen.

Følgende lokale behandlingsmetoder kan være aktuelle ved forurenset overvann:

- 1) Overvannsdammer
- 2) Infiltrasjonsmagasin
- 3) Infiltrasjon i grønne områder,
- 4) Gresskledte åpne grøfter,
- 5) Perkolasjonsmagasin (f. eks nedgravde "steinkister")
- 6) Perkolasjonsgrøfter
- 7) Kunstige våtmarker
- 8) Naturlige våtmarker
- 9) Økologisk fordøyning (bioretensjon)
- 10) Rotsoneanlegg

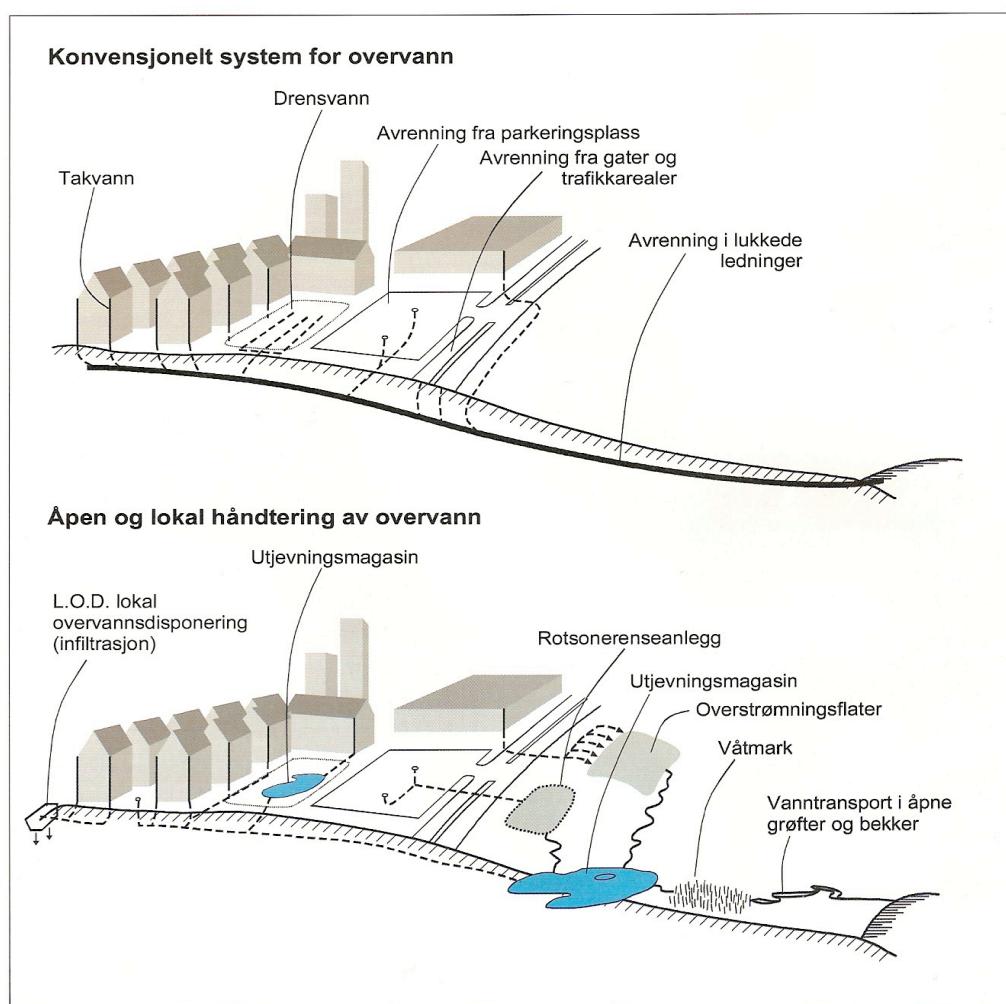
- 11) Fordrøyningsmagasin
- 12) Oljeavskillere.

Hvilket anlegg skal velges, vil avhenge av lokale forhold og type overvann. Anleggene må være tilpasset klimaet i Norge og lokale forhold.

6. FRA RØR TIL AREAL

Overvannshåndteringen baseses nå mer på å dempe og fordrøye avrenningen. Man forsøker å etterligne den hydrologiske situasjonen før

utbyggingen. Derfor reduseres eller sløyfes overvannsledningene helt eller delvis og erstattes av tiltak basert på naturens egne overvannshåndteringsprinsipper, dvs. filtrering, sedimentasjon, infiltrasjon, fordrøyning, evaporasjon, mm. Vegetasjonen spiller stor rolle i disse prosessene og det har ført til innføring av mer vegetasjon i utbygningsområder. Et eksempel er grønne tak. Figur 11 viser hvordan et system med ledninger kan erstattes med overvannshåndtering basert på naturens egne prinsipper.



Figur 11: Fra rør til areal, NORVAR (2005)

7. HOVEDPLAN FOR AVLØP OG VANNMILJØ

Målet med Hovedplan avløp og vannmiljø er å angi servicenivå for avløpsvirksomheten, og å sette mål for vannkvaliteten i fjorder og vassdrag. Planen skal beskrive status i forhold til målsettingen og nødvendige tiltak for å nå målene. Hovedmålet for avløpsvirksomheten er å unngå at forurensning, miljøskade og sjenerende forhold oppstår.

8. AVSLUTNING

Transportsystemene for vannforsyning og avløp (VA-systemene) er sentrale i samfunnets sikkerhet. Pålitelige VA-systemer, dvs sikker vannforsyningen og sikker disponering av avløpet, skaper trygghet for befolkningen. God teknisk standard og kompetent drift er derfor av største viktighet for at samfunnet skal fungere på en god måte.

VA-systemene skal fungere til enhver tid, hele døgnet og året rundt, også ved katastrofer. Kravene til planlegging, prosjektering, utførelse, drift og forvaltning er derfor store. VA-systemene skal også fungere ved svikt i systemene, eller utkoppling av driftstekniske årsaker. Sikkerhet og beredskap er derfor prioritert. Overvannshåndtering har fått en ny æra. Overvannet skal prude byen, ikke skade den.

REFERANSER

- Bergen kommune (2006): Hovedplan for vannforsyning 2005 – 2015.
- Bergen kommune (2006) Hovedplan for avløp og vannmiljø 2005 – 2015.
- Bergen kommune (2005): Retningslinjer for overvannshåndtering i Bergen kommune.
- Bøyum, Å. og Thorolfsson, S.T. (1999): VA-teknikk, Del I. Vannforsyning. Tapir forlag. Trondheim.
- Bøyum, Å. og Thorolfsson, S.T. (2000). VA-teknikk, Del II. Avløp. Tapir forlag. Trondheim.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S.T., Sægrov, S. og J. Guttormsen (2005): Veiledning i overvannshåndtering. NORVAR prosjektrapport 144/2005. ISBN 82-414-0268-6.
- NORVAR (2005): Veiledning i overvannshåndtering. NORVAR prosjektrapport 144/2005. ISBN 82-414-0268-6.
- Stahre P. (2004): En långsiktigt hållbar dagvatten håndtering. Planering och exempel. VA-Forsk. Svensk Vatten. ISBN 91-85159-17-4.
- SFT (1995). Kommunale avløpsanlegg. Overvannsutslipp. TA-1249/1995. ISSN 0806-4008.

SFT (1982): Veileddning ved infiltrasjon av overvann – metoder og tekniske løsninger. TA 568. Oslo

SFT (1978): Retningslinjer for håndtering av overvann. TA531.

STATSBYGG (2004): Åpne løsninger. Erfaringer og anbefalinger. FOU-prosjekt. Statsbygg og Statsbygg Infrastruktur Fornebu.

Statens vegvesen (1997). Vegavrenning – Aktuell miljøforskning. MISA 97/08.

Thorolfsson S. T. (2000a). Specific problems in Urban Drainage in Cold Climate. Chapter 5. "Urban Drainage in Specific Climates" Chief Editor C. Maksimovic, Volume II. Urban Drainage in Cold Climates. Editors, S. Sægrov, J. Milina and S. T. Thorolfsson. IHP-V | Technical Document in Hydrology | No. 40, Vol. 11 UNESCO, Paris 2000

Thorolfsson S. T. (2000b). VA-systemer VK. Del IV. Overvannshåndtering. Institutt for vassbygging. NTNU

Trondheim kommune (2002. DRIKKEVANN – Vårt viktigste og billigste næringsmiddel.

Trondheim kommune (2002). AVLØPSVANN – Hvor tar det vegen?

Dette notatet er forfattet av Sveinn T. Thorolfsson, førsteamanuensis ved Institutt for vann- og miljøteknikk.



Forelesningsnotat Nr. 9 - Førsteamanuensis Sveinn T. Thorolfsson

Vannmengder for vannforsyning og avløp

Vannforbruk og variasjoner i forbruket

1. INNLEDNING

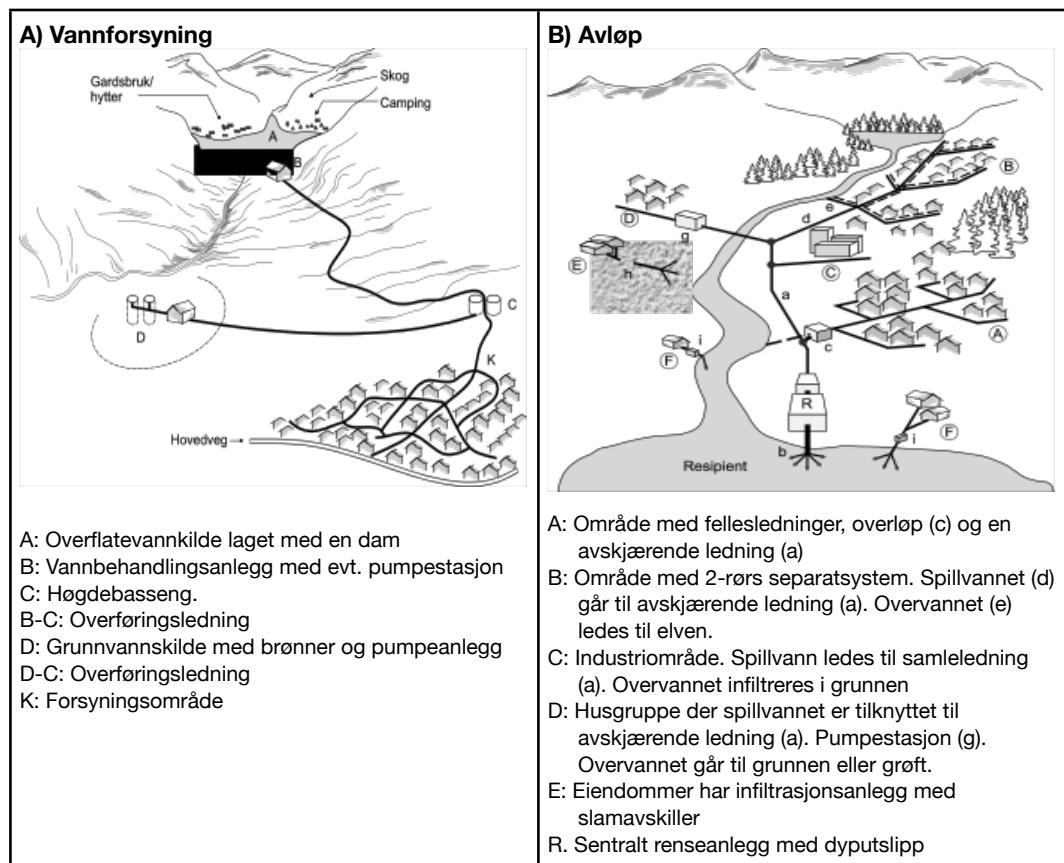
Formålet med notatet er å gi en innføring i VA-systemenes oppbygning, elementer og funksjon.

Man skal ha lært om:

- Samfunnets vannbehov, dvs. til husholdninger, institusjoner, industri, brannvann, vannverkets eget vannforbruk m.m.
- Hvordan finne avrenning i urbane områder, dvs. spillvann, overvann, infiltrasjonsvann m.m.
- Beregne dimensjonerende vannmengder for de forskjellige enhetene i VA-systemene.

Når man skal planlegge, projektere og drive vannforsynings- og avløpssystemer, forkortet

VA-systemer, må man kjenne hvilke vannmengder det dreier seg om. Figur 1 viser skjematiske henholdsvis A) et vannforsyningssystem og B) et avløpssystem.



Figur 1: Skjematiske fremstilling av: A) vannforsyningssystem, B) avløpssystem

Vannforbruket kan deles i tre hovedgrupper forbrukere:
- Befolking - Industri - Jordbruk/landbruk
Vannbehovet uttrykkes i liter per person – forkortet l/pd, ofte kalt det spesifikke forbruket q _s . Ofte omregnes forbruket til industri med mer til personekvivalenter (pe).

Vannkildene, henholdsvis overflatevann A og grunnvann D, kan de levere nok vann? Det er viktig å vite hvor mye vann trenges nå og i fremtiden, og om kildene kan levere den vannmengden som trengs. Vannmengden som trengs ved planperiodens slutt må derfor stipuleres. Vannet må så tas ut med et inntaksarrangement, behandles, og transportereres til forbrukerne. Dimensjonerende vannmengder for anleggene som inngår må derfor bestemmes.

Når vannet er forbrukt hos abonnementene samles det opp og transportereres til et renseanlegg for behandling, før utslipp i naturen, dvs. til en recipient (jord eller vann). Slike avløpssystemer kan være store og små, avhengig av de lokale forholdene.

Avløpssystemer brukes også til å samle opp og transportere bort overvannet, dvs. regn- og smeltevann, som renner av fra bebyggelsen. En del andre uønskede vannmengder bli også transportert bort. Alle disse vannmengdene må bestemmes for å kunne gi anleggene en riktig dimensjon, og for å kjenne til de vannmengder som skal håndteres over en periode, for eksempel over et år.

Spørsmål som stilles og må besvares er vanligvis hvor mye avløpsvann i m³/år som blir transportert til og behandlet i renseanleggene, hvor mye som blir sluppet ut i overløpene til en lokal recipient, etc. Avløpsvannet er forurensset, og vi må kjenne til de forurensingsmengder som skal transportereres bort, behandles og tas ut i renseanlegg, og til sist slippes ut i recipienten fra renseanlegg, overlop m.m. I de etterfølgende avsnittene blir gjort rede for hvordan disse vannmengdene blir bestemt.

2. OM VANNFORBRUKET

I et moderne samfunn er det stort behov for vann i husholdningene og i samfunnet forøvrig. Vannforbruket kan deles inn i tre hovedgrupper av forbrukere: Befolking, industri og jordbruk/landbruk.

I vannforsyningen uttrykkes vannbehovet i liter pr. person og døgn - forkortet l/pd - også kalt det spesifikke forbruket q_s. Ofte omregnes også vannforbruket til de forskjellige vannforbrukerne, som industri, institusjoner, som skoler etc., til **personekvivalenter (pe)**. For eksempel bruker en skoleelever like mye vann som 0,15 – 0,3 personer, eller 0,15 – 0,3 pe, personekvivalenter.

Menneskene bruker daglig mye tid og ressurser på å skaffe seg vann til:

- Drikke
- Matlaging
- Personlig hygiene
- Matproduksjon (i landbruket)

- Bruk i industrien.
 - Øvrig drift av samfunnet
- Hvert menneske trenger ca. 2 liter daglig til å overleve. I Norge er det gjennomsnittlig vannforbruket på 150 – 200 l/pd, i snitt ca 175 l/pd.

Tabell 1: Typisk fordeling av gjennomsnittlig vannforbruk i Norge

Bad, dusj inkl håndvask/tannpuss	55 liter
WC	25 liter
Vask av klær inkl rengjøring	40 liter
Oppvask	20 liter
Matlaging	10 liter
Bilvask og hagevanning	(5+20) 25 liter
Totalt:	175 liter

Hvis man ser bort fra bilvask og hagevanning ligger husholdningsforbruket på **150 l/pd**. Det ser ut til å stemme bra med det som blir målt, for eksempel i Trondheim.

Husholdningsforbruket står for stor del av totale vannforbruket, mens resten går til industri, annen næring, institusjoner og lekkasjer. I Norge er lekkasjeandelen stor, eller ca 20 – 50 % av totalforbruket.

På 50- og 60-tallet var det sterkt stigning i vannforbruket. Dette hang sammen med økningen i levestandarden, med installasjon av vannklosett og bad etc., samt ekspansjon i industriens vannforbruk. Fra midten av 70-tallet ser stigningen ut til å være svakere og noen steder har forbruket gått tilbake. Det skyldes tettere ledningsnett, mindre slosing og mer bevissthet om eget vannforbruk, og at flere betaler vannforbruket etter målt forbruk.

I den utviklede delen av verden bruker hvert menneske ca 100 – 300 l/pd. I India planlegges nye anlegg for 100 l/pd, og i noen utviklingsland regnes det med 20 l/pd.

Variasjonene i nedbør og tilsig samt variasjonene i vannforbruket aktualiserer behovet for regulering av vannressursene. For å sikre jevn tilgang på vann hos forbrukerne må det foretas utjevning over lengre tid, gjerne over mange år.

3. BEREGNING AV VANNFORBRUKET

3.1 De enkelte forbruk

I et vannforsyningssystem er det totale vannforbruket (alle forbruk beregnes i m³/år).

$$Q_T = Q_p + Q_i + Q_o + Q_a + Q_t \text{ (m}^3\text{/år)} \quad (1)$$

Her er:

Det totale vannforbruket består av:

- 1.Husholdningsforbruk (150 l/pd)
- 2.Industriens forbruk
- 3.Offentlig forbruk
- 4.Brannvann
- 5.Annet forbruk
- 6.Tap og sløsing (20 – 50 %)

Q_T = total forbruk
 Q_p = personlig forbruk, forbruk i husholdningen
 Q_i = industriens forbruk
 Q_o = offentlig forbruk, f.eks. skoler, sykehus, helseinstitusjoner etc.
 Q_a = annet forbruk, hagevanning, spyling av gater, vannverkets forbruk
 Q_t = tap og sløsing, vannlekkasjer (15-50 %)

Det midlere spesifikke forbruket q_T ved et vannverk defineres som:

$$q_T = (Q_t \times 10^3) / 365 \times P \quad (\text{l/pd}) \quad (2)$$

der P er antall personer tilknyttet vannverket.

3.2 Privat forbruk/forbruk til husholdning

Q_p beregnes ut på grunnlag av det spesifikke forbruket q_p i l/pd og antall personer (P) tilknyttet vannforsyningssystemet.

$$Q_p = q_p \times P \times 365 \times 10^{-3} \quad (\text{m}^3/\text{år}) \quad (3)$$

Det spesifikke forbruket q_p (l/pd), er normalt i Norge 120 – 200 l/pd.

3.3 Industriens forbruk.

Industriens forbruk angis ved:

$$Q_i = q_i \times M \quad (\text{m}^3/\text{år}) \quad (4)$$

Her er:

q_i = industrielt vannforbruk i m³/enhet råvare eller ferdig produkt

M = produksjonen eller råvareforbruket per år

3.4 Offentlig forbruk

Dette omfatter forbruk ved offentlige institusjoner, skoler, sykehus og lignende.

Det spesifikke forbruk q_o kan være l/seng og døgn, l/elev og døgn eller et ekvivalent spesifikt husholdningsforbruk i l/pd.

$$Q_o = q_o \times S \times 365 \times 10^{-3} \quad (\text{m}^3/\text{år}) \quad (5a)$$

$$Q_o = q_o \times E \times 365 \times 10^{-3} \quad (\text{m}^3/\text{år}) \quad (5b)$$

$$Q_o = q_o \times P \times 365 \times 10^{-3} \quad (\text{m}^3/\text{år}) \quad (5c)$$

Her er:

S = antall senger

E = antall elever

P = antall personer

3.5 Annet forbruk

Dette er forbruk til vanning av plen, parker, hager etc., spyling av gater, vannverkets eget forbruk og lignende. Forbruket angis normalt

som en andel av det totale forbruket. Andelen ligger på 5-10 % av Q_T :

$$Q_a = a \times Q_T \quad (6)$$

der $a = 0,5 – 0,10$.

3.6 Tap og sløsing

Dette er forbruk til vannlekkasjer i ledningsnettet og installasjoner, sløsing ved skylling og vask, frosttapping og lignende. I likhet med annet forbruk angis tap og sløsing som andel av det totale forbruket.

$$Q_t = t \times Q_T \quad (7)$$

Her er t er tapsprosenten omgjort til desimal tall.

I Norge ligger tapsprosenten på ca. 15 – 50 % av Q_T . Den store tapsprosenten gjelder gamle og utdette ledninger. For nye ledninger ligger tapsprosenten fortsatt på ca. 15 %, mens målet bør være 0 % vannlekkasjer. Tap og sløsing kan også angis som spesifikt forbruk q_t i l/pd.

3.7 Vannforbruk i et nytt område.

Vannforbruket i et nytt område bestemmes ut fra følgende ligninger:

$$Q_T = Q_p + Q_i + Q_o + a \times Q_T + t \times Q_T \quad (8a)$$

$$Q_T \times (1 - a - t) = Q_p + Q_i + Q_o \quad (8b)$$

$$Q_T = (Q_p + Q_i + Q_o) / (1 - a - t) \quad (8c)$$

Q_p , Q_i , og Q_o (alle i m³/år) beregnes hver for seg, mens faktorene a og t må velges.

Det midlere spesifikke forbruket q_T blir:

$$q_T = (Q_T \times 103) / 365 \times P \quad (\text{l/pd}) \quad (9)$$

I Norge ligger q_T på ca. 300 – 600 l/pd.

4. SPESIFIKASJON AV VANNFORBRUKET

4.1 Husholdningsforbruket

Ved måling av vannforbruket i et hus finner man ut at vannforbruket ligger på 100 – 300 l/pd i Norge. Vannforbruket kan variere noe med boligtype. Der hagevanning er tillatt kan det være en betydelig forbrukspost om sommeren, særlig i juli og august, og være en stor del av døgn- og ukeforbruket.

Ved dimensjonering settes husholdningsforbruket ofte lik 200 l/pd. I dette tallet er det ikke tatt hensyn til industri, næringer, offentlig vannbehov og lekkasjer.

4.2 Offentlig forbruk

Offentlig forbruk kan også angis i l/pd. Verdien antas å ligge på 80 – 100 l/pd.

Tabell 2: Vannforbruk i offentlige institusjoner

Forbrukstype	Enhet	Norsk	Dansk	Tysk
Skole	l/elev x d	10-50	30-80	2-15
Sykehus	l/seng x d	400-700	500-1000	250-650
Pleieheim	l/pasient x d		200-500	
Militær-forlegning	l/pd		300	30-250
Fengsler	l/innsatt x d			100-400
Badeanstalt	l/bad	500		300-1000
Svømmebasseng	l/fornying dxm ³	100		
Idrettsanlegg	l/pd			10-60

Tap og sløsing:
Lekkasjer fra vannledninger og sløsing i husholdningene ligger fortsatt høyt i Norge, eller 20 – 50 % av totalforbruket.
Frosttapping kan være betydelig om vinteren.
Et mål er å redusere tap og sløsing til under 20 %.

Brannslokkingsvann er et offentlig forbruk som har særstilling i dimensjonering av vannledninger. Dette forbruket er en konsentrert styrttapping som virker sterkt inn på ledningenes kapasitet, men har lite å si for forbruket over året

Man må kunne håndtere alt fra småbrann til katastrofebrann. Brannforskriftene setter bestemmelser om brannvannskapasiteten hos vannverket etter risiko for brann og konsekvensen ved brann.

- Småbrann: Trenger lite vann, f.eks. en brannslange på 6 l/s, men rask innsats er nødvendig. Det må være lett å få tak i vann, f. eks i en brannkum.
- Katastrofebrann: Det brenner i Trondheim sentrum, som 11. desember 2002 da kvartalet mellom Nordregate, Dronningens gate, Posthuset og Jomfrugata brant helt ned. Her var det behov for mer vann enn ledningsnettet i nærheten kunne levere, så pumping fra sjøen ble nødvendig.

Tallene i tabell 3 angir det vi kaller for veilederende dimensjonerende verdier. Dette er krav til kapasitet som ledningsnettet må oppfylle sammen med krav til minimumstrykk.

Tabell 3: Eksempler på brannvannsmengder

• Spredt bebyggelse	6 – 12 l/s
• Åpen villabebyggelse	
• Sentrumsbebyggelse i større byer	30 – 100 l/s
• Industrikvarter	
• Andre lignende områder med store verdier samlet pr arealenhet	

4.3 Industriens forbruk.

Industrien har ofte egne vannverk, men offentlige vannverk leverer mye vann til næringsmiddelindustrien. Dette forbruket vil

varier med type industri og næring, og vannforbruket relateres ofte til produksjonen, f.eks. liter per kg kjøtt i slakteri, etc. Tabell 4 viser noen forbrukstall for industrien.

Tabell 4: Vannforbruk for industri og annen næring

Bilverksted	35 l/ansatt x d
Frisør	170 l/ansatt x d
Fotoatelier	100 l/ansatt x d
Bakeri	140 l/ansatt x d
Konditori	200 l/ansatt x d
Vaskeri	10 – 75 m ³ /tonn tøy
Hoteller	300 – 800 l/gjest x d
Restauranter	15 – 50 l/gjest x d
Kontorer, forretninger	40 – 60 l/ansatt
Butikksentre	7 – 10 l/m ² x d
Barne-, ungdoms- og videregående skoler	30 – 50 l/elev x d.
Bryggerier	5 – 20 m ³ /1000 liter øl
Brennerier	400 – 800 liter/100 liter mais
Slakterier	0,3 – 1,5 m ³ /storf

På grunn av høyere vannavgifter og økende vannbehov har industrien gått inn for økt resirkulering av kjølevann og prosessvann. Dette har gjort at industrien vannbehov har gått ned.

4.4 Tap og sløsing.

Det er ofte lekkasjer fra vannledninger og sløsing i husholdningene, og disse ligger fortsatt høyt i Norge, eller 25 - 50 % av totalforbruket til vannverket. Lekkasjer utgjør den overveiende delen av tap og sløsing. Frosttapping kan være en betydelig del av sløsinga om vinteren. Sammenlignet med nabolandene, Sverige og Danmark, ligger Norge ennå ca. 20 – 40 % over i tap og sløsing av vannet.

4.5 Måling av forbruket.

Det begynner å bli vanlig å måle vannforbruket hos abonnementene i Norge, og å betale etter målt vannforbruk. Dette har resultert i lavere forbruk og mer bevisstgjøring om eget vannforbruk. Industrien har vært flink til å dra nytte av opplysninger om målt vannforbruk og redusert vannforbruket betraktelig.

Norske og utenlandske undersøkelser viser at vannforbruket minker ved måling av forbruket.

Ved planlegging må fremtidig vannforbruk beregnes /estimeres. Det lages prognoser for utvikling, gjerne 20 – 40 år frem i tid. Utviklingen fremover må da bestemmes.

5. BEREGNING AV FREMTIDIG VANNFORBRUK

I moderne planlegging er det behov for å kunne beregne fremtidig vannbehov, for å kontrollere om vannverkene har kapasitet nok til å møte planlagte utbygginger. Slike beregninger lages med akseptabel nøyaktighet for ti år fremover. Beregningsperioden kan forlenges til å gjelde for 20 – 30 år, men nøyaktigheten blir da ikke så god. Slike beregninger kalles prognosenter. Prognosenter angir hva vi venter vil skje i fremtiden, dvs. den mest sannsynlige utviklingen.

Prognosenter settes opp på grunnlag av antall personer og totalt spesifikt vannforbruk.

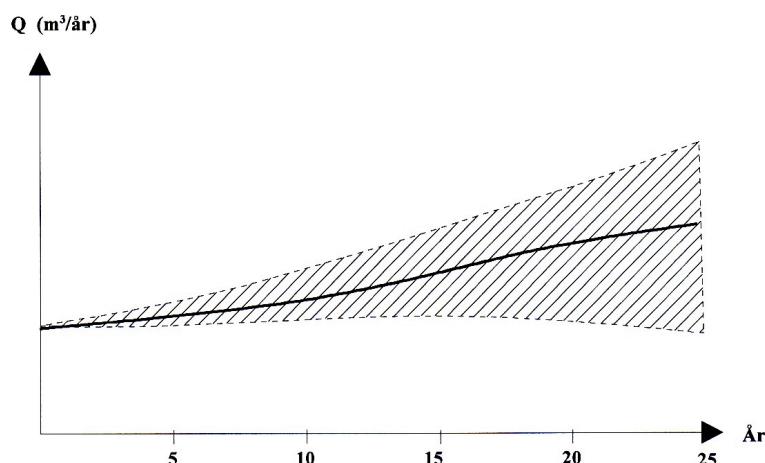
$$Q_t = P_n \times q_{sn} \times 365 \times 10^{-3} \text{ (m}^3\text{/år)} \quad (10)$$

Her er:

P_n = antall personer etter n år

q_{sn} = spesifikt vannforbruk etter n år (l/pd).

Det totale spesifikke vannforbruket vil variere med endringer i lekkasjer, sløsing og type abonnenter. Videre vil installasjon av vannmåleres føre til reduksjon i vannforbruket.



Figur 2: Prognose over vannforbruket

Planperioden for et vannverk settes gjerne til 20 – 30 år. I fraflyttingsområder kan man operere med negative prognosenter, dvs. vannforbruket vil gå ned. Det samme vil skje for eksempel hvis lekkasjer kommer under kontroll, og reduseres fra 50 % til 20 % i planperioden, og ellers med konstant befolkning og aktivitet. I Trondheim har man i perioden 1990 - 2000 greid å holde balanse mellom lekkasjereduksjon og økning i vannforbruket i byen, slik at det totale vannforbruket har vært noenlunde konstant til tross en viss økning i innbyggertall. Slik har man også forlenget vannkildens levetid.

6. VARIASJONER I VANNFORBRUKET

6.1 Variasjonsbegreper

De tall som er vist foran er alle gjennomsnittsverdier. Men forbruket varierer

fra år til år, døgn til døgn og time til time, se figur 3.

Innenfor et år og innenfor et døgn snakker vi om følgende variasjonsbegreper:

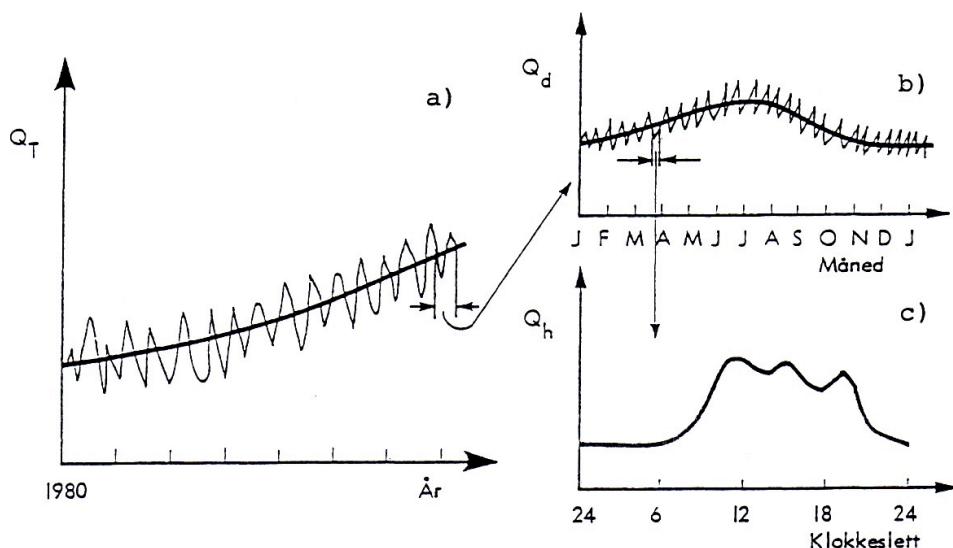
Årsvariasjon:

- Midlere døgnforbruk = Q_d
- Maks. døgnvariasjon = Q_{dmaks}
- Min. døgnvariasjon = Q_{dmin}

Døgnvariasjon:

- Midlere timeforbruk = Q_h
- Maks. timeforbruk = Q_{hmaks}
- Min timeforbruk = Q_{hmin}

I figur 3 har vi følgende: Kurve a) viser stigningen i forbruket fra år til år, kurve b) viser variasjonen i forbruket over ett år, og kurve c) viser variasjonen i forbruket over en time. Forbruket på lørdag og søndag ligger vanligvis lavere enn ellers i uken.



Figur 3: Variasjoner i vannforbruket

6.2 Variasjonen over året

Vi har vist at det totale vannforbruket er lik:

$$Q_T = Q_p + Q_i + Q_o + Q_a + Q_t \text{ (m}^3/\text{år)}$$

Det midlere døgnforbruket beregnes på grunnlag av Q_T :

$$Q_d = Q_T / 365 \text{ (m}^3/\text{d}) \quad (11)$$

Det maksimale forbruket i et døgn er lik $Q_{dmax} = f \times Q_d$. Faktoren f kalles døgnfaktoren. Den varierer fra døgn til døgn. Den er definert som forholdet mellom det virkelige døgnforbruket og gjennomsnittlig døgnforbruk.

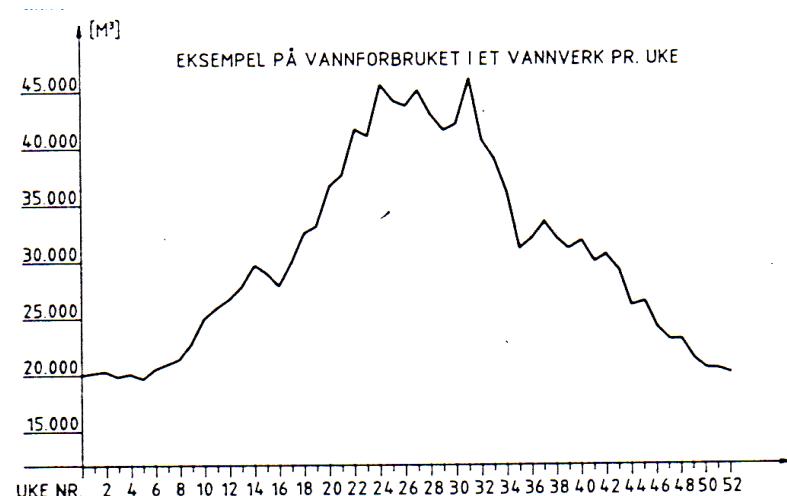
$$f = Q_{dmax} / Q_d \quad (12)$$

Nå blir $f_{min} < f < f_{maks}$

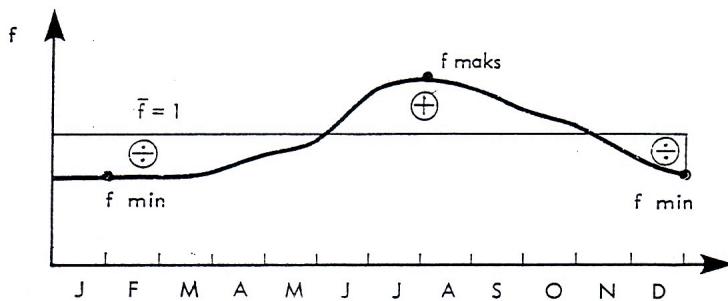
- f_{min} vil variere fra 0,5 til 0,8 for henholdsvis små og store anlegg
- f_{maks} vil variere fra 1,3 til 3,0 for henholdsvis store og små anlegg.

Figur 4 viser eksempel på vannforbruket i et vannverk pr. uke over året. Det fremgår at vannforbruket øker til et toppnivå i juni og juli, og avtar utover høsten. Forbruksmønsteret vil variere fra år til år og fra vannverk til vannverk. Ved å sammenligne det gjennomsnittlige døgnforbruket for hver måned i et helt år, fremkommer en gjennomsnittlig døgnfaktor for hver måned.

Figur 5 viser konstruksjonsprinsippet for kurven for forbruket pr. døgn over året, tegnet som prinsipp tegning.



Figur 4: Eksempel på variasjoner i vannforbruket pr uke over året.



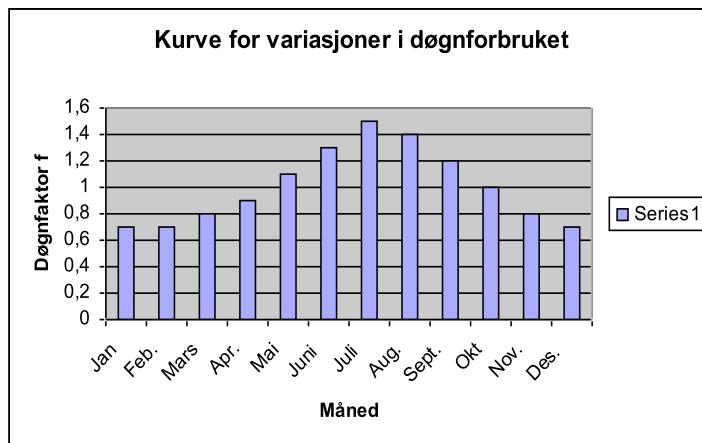
Figur 5: Konstruksjonsprinsipp for variasjon i døgnfaktoren.
Prøve- og feilmetode brukes ved å sette: Areal (+) = Areal (-).

Verdiene for gjennomsnittlig døgnfaktor for hver måned, se tabell 5, kan settes opp i en kurve som viser døgnfaktoren per måned over året, se figur 6. Dersom man sammenligner døgnforbruket for hvert døgn med det

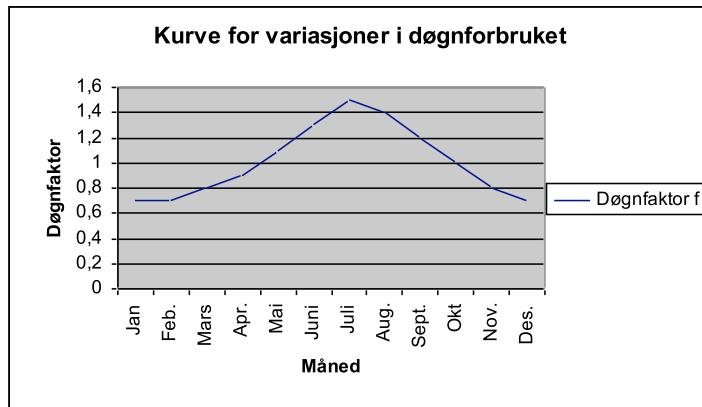
gjennomsnittlige døgnforbruket for et år, får man en døgnfaktor for hvert døgn. Verdiene kan plottes inn i et diagram og siden tegne forbindelseslinje fra punkt til punkt og få fram en kurve som vist i figur 7 basert på figur 6.

Tabell 5: Gjennomsnittlig døgnfaktor for hver måned.

Måned	Jan	Feb.	Mars	April.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt	Nov.	Des.
Døgnfaktor f	0,7	0,7	0,8	0,9	1,1	1,3	1,5	1,4	1,2	1	0,8	0,7



Figur 6: Døgnfaktoren vist som søylediagram



Figur 7: Kurve som viser variasjonene i døgnfaktoren

Av figur 7 kan man finne verdiene for f_{min} og f_{maks} .

Videre kan man ta ut den gjennomsnittlige døgnfaktoren for hver måned. Dersom vannforbruket over året er 100 % kan vannforbruket over måneden beregnes i prosent av vannforbruket over året. For eksempel er forbruket i juli:

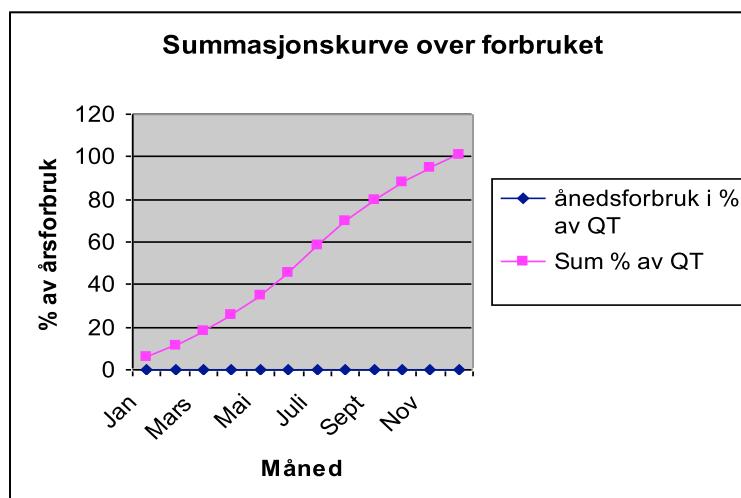
$$\begin{aligned} 31 \times f \times 100\% / 365 &= \\ 31 \times 1,5 \times 100\% / 365 &= \\ 12,7 \% \text{ av } Q_T & \end{aligned} \quad (13)$$

Ved forløpende å summere månedsforbrukene i ett år får man en oversikt over vannforbruket i prosent av årsforbruket etter hvert som månedene går. Dette kan deretter stilles opp grafisk med en summasjonskurve.

Tabell 6 viser en tabell som er konstruksjonsgrunnlaget for summasjonskurven, og figur 8 viser selve summasjonskurven (s-kurven).

Tabell 6: Grunnlag for summasjonskurve.

Måned	Månedsforbruk i % av QT	Sum % av QT
Januar	$31/365 \times 0,7x 100\% = 5,9$	5,9
Februar	$28/365 \times 0,7x 100\% = 5,4$	11,3
Mars	$31/365 \times 0,8x 100\% = 6,8$	18,1
April	$30/365 \times 0,9x 100\% = 7,4$	25,5
Mai	$31/365 \times 1,1x 100\% = 9,3$	34,8
Juni	$30/365 \times 1,3x 100\% = 10,7$	45,5
Juli	$31/365 \times 1,5x 100\% = 12,7$	58,2
August	$31/365 \times 1,4x 100\% = 11,8$	70
September	$30/365 \times 1,2x 100\% = 9,9$	79,9
Oktober	$31/365 \times 1,0x 100\% = 8,5$	88,4
November	$30/365 \times 0,8x 100\% = 6,6$	95
Desember	$30/365 \times 0,7x 100\% = 5,9$	100,9



Figur 8: Summasjonskurve over døgnforbruket.

Dersom forbruket av vann er konstant hele året viser summasjonskurven en rett linje. Tangenten til kurven viser intensiteten i vannforbruket.

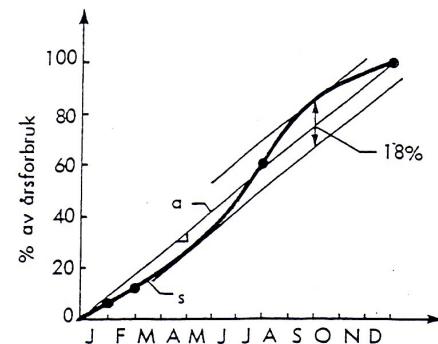
Siden beregnes vannforbruket for hver måned i prosent av vannforbruket over året, f.eks. for mars er forbruket:

$$31/365 \times f \times 100\% = 8,5 \times f \% \text{ av } Q_T \quad (14)$$

Summasjonskurven (s-kurven) for verdiene i tabell 6 tegnes opp, som vist i figur 9.

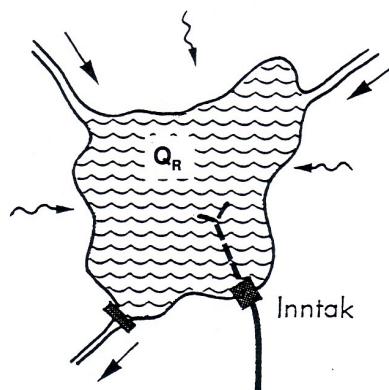
Denne rette linjen a viser summen av brukt vann i løpet av året dersom forbruket var konstant. Tangentene til s-kurven trekkes parallelt med a. Det gir at variasjonen over

året representerer et volum på 18 % av Q_T i m^3 .



Figur 9: Summasjonskurve for døgnforbruket

For en vannkilde betyr dette at dersom tilsiget Q_R til innsjøen som brukes som vannkilde i figur 10, var konstant over året, og er større enn Q_T over ett år, har innsjøen nok vann. Men er $Q_R / 365 < Q_{\text{maks}}$, må innsjøen reguleres ved å samle opp en bestemt mengde vann, her 18% av Q_T i perioden med overskudd i tilsiget, for å dekke underskuddet i periode med maksimalt døgnforbruk.



Figur 10: Variasjonen over året har betydning for magasinets størrelse

Tilsiget til innsjøen varierer imidlertid sterkt. For å oppnå et avløp fra innsjøen som alltid er minst lik eller større enn midlere vannforbruk Q_d , må man ofte regulere innsjøen for å oppnå at $Q_R/365 > Q_d$ midlere. Dette behandles i senere avsnitt.

Variasjonene i forbruket over året må ikke overses. Maks. døgnforbruk kan falle i samme periode som min. tilsig, og da blir nødvendig magasin:

$$M_T = M_{\text{tilsig}} + M_{\text{forbruk}} \quad (15)$$

Her er:

M_{tilsig} er nødvendig magasin for å få regulert vassføring > midlere døgnforbruk
 M_{forbruk} er magasin pga variasjon i forbruket. I eksempelet ovenfor er $= 0,18 \times Q_T (\text{m}^3)$

6.3 Variasjonen over døgnet

Med døgnvariasjon forstås det varierende vannforbruket fra time til time i et døgn. Dette timeforbruket kan uttrykkes slik:

$$\begin{aligned} Q_h &= k \times Q_h (\text{m}^3/\text{time}) \text{ og} \\ Q_h &= Q_d/24 (\text{m}^3/\text{time}) \end{aligned} \quad (16)$$

der k er en timefaktor:

$$k = Q_h / Q_h \quad (17)$$

$$k_{\min} < k < k_{\max}$$

Der:

$$\begin{aligned} k_{\min} &= 0,3 - 0,7 \text{ fra små til store anlegg} \\ k_{\max} &= 3,0 - 1,3 \text{ fra små til store anlegg} \end{aligned}$$

Det lages en timevariasjon over døgnet på samme måten som for variasjonen over året.

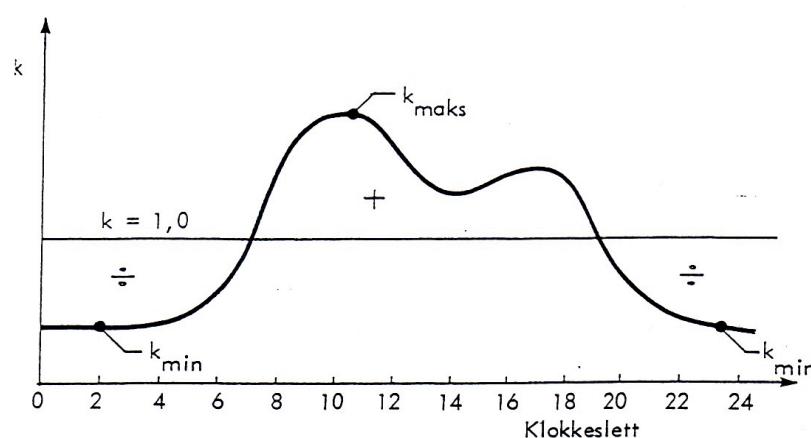
k_{\min} og k_{\max} må være bestemt for området som skal utbygges.

Kurven i figur 11 trekkes nå slik at:
Areal (+) = Areal (-)

Det midlere timeforbruket blir lik $100/24 = 4.2\%$ av døgnforbruket.

Deretter utarbeides verdier fra figur 11, og føres opp i tabell 7.

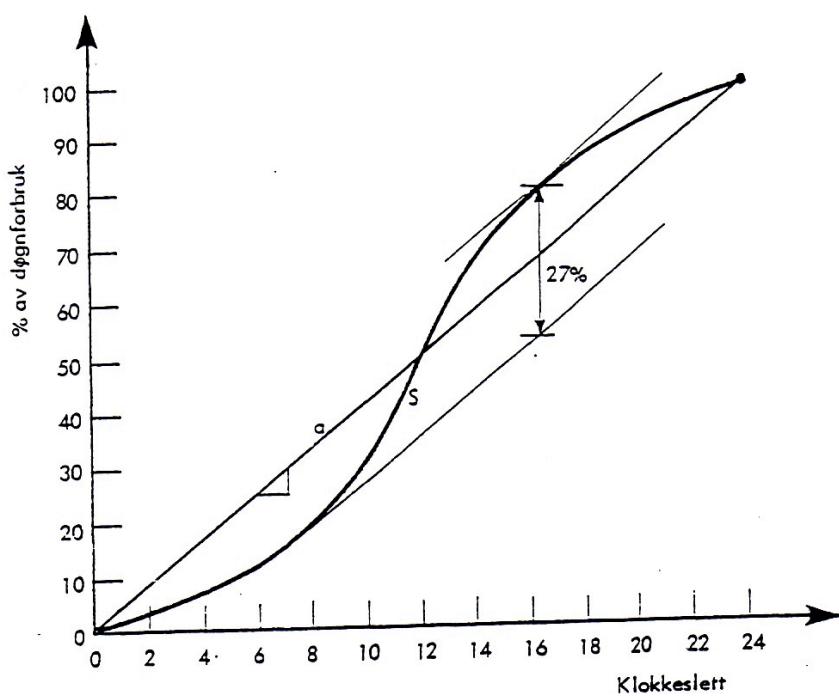
På grunnlag av verdiene i tabell 7 kan det så tegnes en summasjonskurve (s-kurve) over timeforbruket, som figur 12 viser.



Figur 11: Variasjonen i vannforbrukskurven over døgnet - timevariasjonen.

Tabell 7: Verdier for timevariasjonen i vannforbruket

KLOKKESLETT	k	$\bar{Q}_h \%$	$Q_h \%$	$\Sigma \% \text{ av } Q_d$
0-1	0,4	$\frac{100 \%}{24} = 4,17 \%$	$4,17 \cdot 0,4 = 1,7$	1,7
1-2	0,4	»	$4,17 \cdot 0,4 = 1,7$	3,4
2-3	0,4	»	$4,17 \cdot 0,4 = 1,7$	5,1
3-4	0,4	»	$4,17 \cdot 0,4 = 1,7$	6,8
4-5	0,5	»	$4,17 \cdot 0,5 = 2,1$	8,9
5-6	0,6	»	$4,17 \cdot 0,6 = 2,5$	11,4
6-7	0,8	»	$4,17 \cdot 0,8 = 3,3$	14,7
7-8	1,1	»	$4,17 \cdot 1,1 = 4,6$	19,1
8-9	1,3	»	$4,17 \cdot 1,3 = 5,4$	24,6
9-10	1,6	»	$4,17 \cdot 1,6 = 6,7$	31,3
10-11	1,7	»	$4,17 \cdot 1,7 = 7,1$	38,4
11-12	1,8	»	$4,17 \cdot 1,8 = 7,5$	45,9
12-13	1,8	»	$4,17 \cdot 1,8 = 7,5$	53,4
13-14	1,6	»	$4,17 \cdot 1,6 = 6,7$	60,1
14-15	1,4	»	$4,17 \cdot 1,4 = 5,8$	65,9
15-16	1,4	»	$4,17 \cdot 1,4 = 5,8$	71,7
16-17	1,5	»	$4,17 \cdot 1,5 = 6,3$	78,-
17-18	1,4	»	$4,17 \cdot 1,4 = 5,8$	83,8
18-20	1,1	»	$4,17 \cdot 1,1 = 4,6$	88,4
19-20	0,8	»	$4,17 \cdot 0,8 = 3,3$	91,7
20-21	0,6	»	$4,17 \cdot 0,6 = 2,5$	94,2
21-22	0,6	»	$4,17 \cdot 0,5 = 2,5$	96,7
22-23	0,4	»	$4,17 \cdot 0,4 = 1,7$	98,4
23-24	0,4	»	$4,17 \cdot 0,4 = 1,7$	100,1



Figur 12: Summasjonskurve for timeforbruket.

I figur 12 representerer linje a et konstant

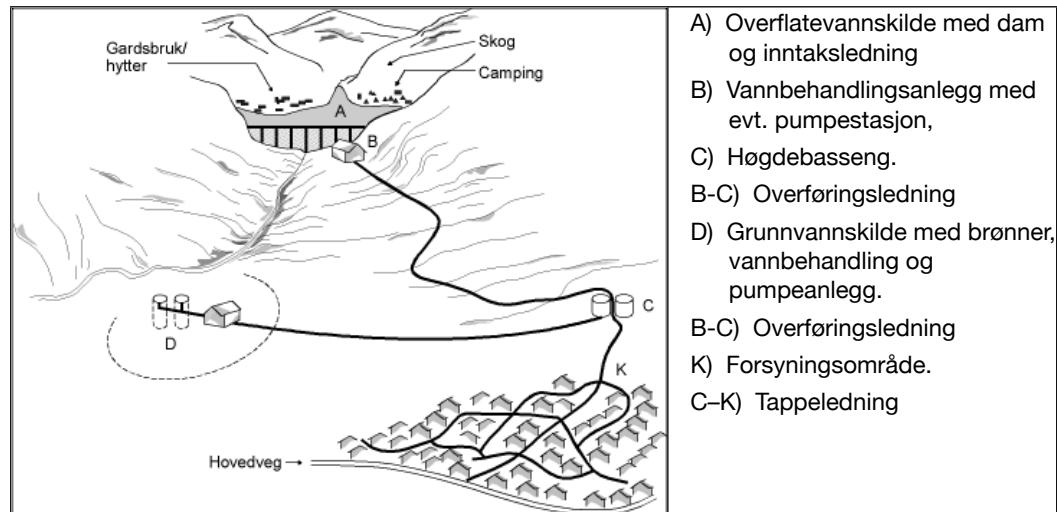
timeforbruk, mens kurven S er det virkelige

vannforbruket. Utjevning av timeforbruket vil kreve et volum på 27 % av maks døgn. Slik utjevning kan oppnås ved å bygge et basseng som vist i C (høgdebasseng) i figur 13.

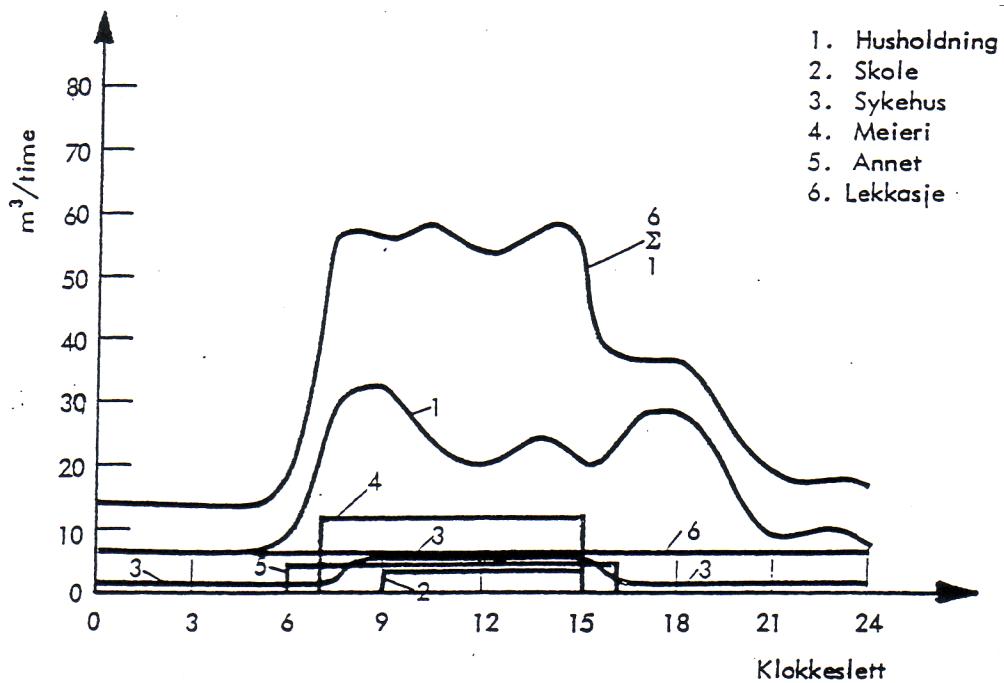
De enkelte forbrukskurver kan nå tegnes opp, se figur 14, og kurven for det totale vannforbruket finnes.

7. VANNFORBRUK PÅ LANDSBYGDA

Vann til husholdningene er omrent det samme som i byer og tettsteder. Vannbehovet til husdyr fremgår av tabell 8 og i spredt bebyggelse, campingplasser etc. fremgår av tabell 9.



Figur 13: Vannforsyningssystem med inntak, overføring og fordelingsnett.



Figur 14: Den endelige forbrukskurven som summen av de enkelte forbrukskurver

Tabell 8: Veiledende verdier for vannforbruk i landbruket. Kilde: Winther et.al. (2010)

Art, enhet	Midlere døgnforbruk (l/d)	Årsforbruk (m ³)
Husdyr pr stk		
- Hester	25 – 30	9 – 11
- Melkekyr	85 – 120	31 – 44
- Store kviger	20 – 40	7 – 15
- Ungdyr og kalver	15 – 20	5 – 8
- Slaktesvin	5	2
- Purker (inkl. 21 smågriser pr år)	20	7
- Sauer	5 – 10	2 – 4
- Høns og kyllinger	0,2 – 0,3	0,07 – 0,10
Rengjøring av melkeutstyr pr. besetning (Melkestall og rengjøring)	1 m ³ /d inkl. rengjøring	365

Tabell 9: Veiledende verdier for husholdningsforbruk. Kilde: Winther et. al. (2010)

Bebygelse	l/pd
Fritidsområder	
- Fritidshus og lignende	60 – 150 ¹⁾
- Campingplasser	40 – 100
Sprett eller samlet bebyggelse med overveiende landbrukserhverv	100 – 160
Mindre samlet bebyggelse med overveiende bymessig virksomhet	100 – 130
Større samlet bebyggelse med differensiert bymessig virksomhet	100 – 130

1) Kan settes til 50% ved bruk av tørrklosett.

8. SAMMENSTILLING AV MÅLGIVENDE VANNFORBRUK

Med henvisning til figur 14 kan forbruksdata som er bestemmende for dimensjon og drift for de enkelte deler i et vannforsyningssystem, jfr. figur 13, settes opp.

Tabell 10: Dimensjonerende vannmengder for ulike deler av et vannforsyningssystem

Del av vannforsyningssystemet	Dimensjonerende vannmengder
Kilde A	
Ved vurdering av nødvendig volum	Q _T (m ³ /år), Q _d (m ³ /d), Q _{d midl} (m ³ /d)
Inntaksledning i A	
Overføringsledning B – C og D - C	Q _{d maks} (l/s) og (m ³ /s)
Høgdebasseng C	Q _{h maks} , Q _{h min} /Q _{h maks} (l/s) og m ³ /s)
Ved vurdering av nødvendig volum	+ brannvann Q _{br}
Tappeledningen C – K	Q _{h maks} + Q _{br} (l/s) og m ³ /s)
Fordelingsnettet i K	

Ved bruk av disse likningene må variasjonsfaktorene f_{maks} og f_{min} samt k_{maks} og k_{min} bestemmes for hvert enkelt tilfelle. Det kan være en møysommelig prosess å komme frem til akseptable variasjonsfaktorer.

Når dimensjoneringsforutsetningene er bestemt og vedtatt, kan dimensjoneringsarbeidet og prosjekteringen starte. Det betyr å finne dimensjoner og størrelser på ledninger og anlegg som høgdebassenger, pumpestasjoner med mer, som er planlagt bygget.

Tabell 11: Ligninger for bergning av dimensjonerende vannmengder

$Q_{d\ min} = f_{min} \cdot \frac{Q_T}{365} (\text{m}^3 / \text{d})$	$Q_{d\ maks} = f_{maks} \cdot \frac{Q_T}{365} (\text{m}^3 / \text{d})$
$= \frac{f_{min} \cdot Q_T \cdot 10^3}{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60} \text{l/s}$	$= \frac{f_{maks} \cdot Q_T \cdot 10^3}{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60} \text{l/s}$
$Q_{h\ min} \text{ (i)} = k_{min} \cdot Q_{d\ min}$	$= \frac{f_{min} \cdot k_{min} \cdot Q_T \cdot 10^3}{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60} \text{l/s}$
$Q_{h\ min} \text{ (ii)} = k_{min} \cdot Q_{d\ maks}$	$= \frac{f_{maks} \cdot k_{min} \cdot Q_T \cdot 10^3}{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60} \text{l/s}$
$Q_{h\ maks} \text{ (i)} = k_{maks} \cdot Q_{d\ min}$	$= \frac{f_{min} \cdot k_{maks} \cdot Q_T \cdot 10^3}{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60} \text{l/s}$
$Q_{h\ maks} \text{ (ii)} = k_{maks} \cdot Q_{d\ maks}$	$= \frac{f_{maks} \cdot k_{maks} \cdot Q_T \cdot 10^3}{365 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60} \text{l/s}$

9. MENGLER OG VARIASJON FOR AVLØPSVANN

9.1 Definisjoner og benevnelser

Avløpsområdet er det området som leder avløpsvann med selvfall eller pumping til samme punkt. De naturlige vannskiller danner som regel grensene for avrenningsområdet, som også kalles *avløpsfelt*.

Avløpsanlegg er anlegg for oppsamling, fjerning, bortledning av uønsket vann.

Avløpsvann er fellesbetegnelsen på spillvann, overvann, infiltrasjonsvann, drensvann, og annet uønsket vann som føres til avløpsledning for å transporteres bort. Mengdemessig kan avløpsvannet være sammensatt av:

- Spillvann, Q_s
- Overvann, Q_o
- Infiltrasjonsvann, Q_{inf}
mål: Q_{inf} skal være lik null
- Fremmedvann, Q_{fr}
mål: Q_{fr} skal være minst mulig

Spillvann er brukt vann fra sanitærutstyr og innretninger fra boliger, nærings- og annen virksomhet. Det består av oppvaskvann, vaskevann, badevann, vann fra WC m.m. I tillegg kommer tilsvarende spillvann fra hoteller, restauranter, skoler, sykehus, militærleire m.m.

Overvann er et fellesbegrep på overflatevann som må håndteres. Overvann er regn- og

smeltevann som ikke trenger ned i grunnen, men ledes av på markoverflaten, byggverk og lignende. Dette kan trekke med seg forurensinger. Uønsket overflatevann fjernes med drenering av for eksempel boliger og plasser, taknedløp fra bygninger, sluk i gatene, o.lign.

Infiltrasjonsvann er vann som trenger inn i avløpsledninger gjennom utettheter som sprekker, med mer.

Fremmedvann er vann som ikke er ment å tilføres avløpsledninger.

Drensvann er vann som ledes bort fra grunnen under terrengeoverflaten, for eksempel ved drenering av grunnmur og ved senkning av grunnvannspeilet med mer.

Parkeringsplasser, gater og veier blir drenert med drenesleddinger som ofte ender i et sandfang.

Infiltrasjonsvann og fremmedvann blir ofte kalt annet avløpsvann. Det kommer betydelige mengder med infiltrasjonsvann (30-50 %) og fremmedvann inn på norske avløppssystem. Det må derfor tas hensyn til dette ved dimensjoneringen av eldre anlegg, men det arbeides intenst med å redusere både Q_{inf} og Q_{fr} . Målet er at det ikke kommer infiltrasjons- og fremmedvann inn på avløppssystemene.

9.2 Spillvann

Avløp fra husholdninger

Spillvannsmengden fra husholdninger kan settes tilnærmet lik vannforbruket, eller: spillvannsmengde = vannforbruket.

Avløpsberegninger baseres på: Avløpet = vannforbruket
1.Avløp fra husholdninger
2.Avløp fra institusjoner, serviceanlegg med mer
3.Avløp fra industri
Avløp fra institusjoner, serviceanlegg og industri oppgis / omregnes ofte som personekvivalenter (pe).

I sommerhalvåret brukes en del vann til hagevanning, og spillovannsmengden blir derfor noe mindre enn målt forbrukt vannmengde.

Vannføringen oppgis som regel per person og tidsenhet, som i vannforsyningen, Avhengig av formålet benyttes tidsenhetene, år, døgn, time og sekund, for eksempel **I/pd og I/ps**. Variasjonene i vannføringen uttrykkes med døgnfaktorer og timefaktorer, se Notat 16.

Målinger i en del byer i Norge gir grunnlag for å anta at vannforbruket til husholdningene er omtrent **150 I/pd**. Denne verdien anbefales brukt som mål på spesifikk avløpsmengde q_s fra husholdninger. Tallet inneholder ikke innlekkning, infiltrasjonsvann og fremmedvann. Men det mest riktige er å bruke målte vannmengder hvis mulig.

Avløp fra institusjoner, serviceanlegg m.m.

Med institusjoner, serviceanlegg m.m., menes alle steder i tillegg til bolighus som produserer avløpsvann av en karakter som er omtrent som husholdningsspillvann.

Det er vanskelig å angi generelle verdier for avløpsmengdene. Særlig vil avløpet fra institusjoner vise store variasjoner. Man bør basere seg på målinger hvis det er mulig.

For institusjoner som produserer en mindre del av den totale spillovannsmengden fra et avløpsområde, eller der målinger er vanskelig å gjennomføre, kan man benytte omregningsfaktorene i tabell 12.

Avløp fra industri

Med industrielt avløpsvann menes alt avløpsvann eksklusive avløpsvann fra kantiner, kontorer, toaletter m.m.

Mengden av industrielt avløpsvann varierer mye fra industri til industri. I tabell 4 (Vannforbruk for industri og annen næring) ble det angitt typiske verdier for noen sentrale industrier.

Variasjon i spillovannsavrenningen

Vannforbruket varierer mye fra døgn til døgn og gjennom døgnet. Ved dimensjonering er det viktig å kjenne den maksimale vannføringen $Q_{s\text{ maks}}$, som kan oppstå, men også middelvannføringen $Q_{s\text{ mid}}$ over lengre tidsrom. Minimumsverdiene $Q_{s\text{ min}}$ som vil opptre er også av interesse.

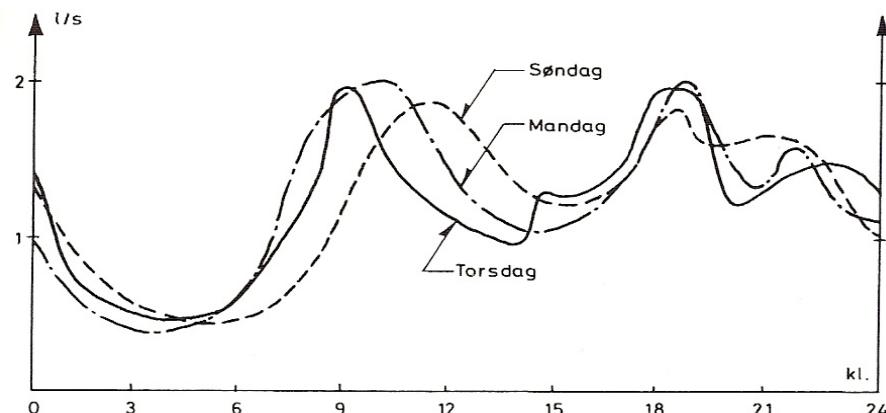
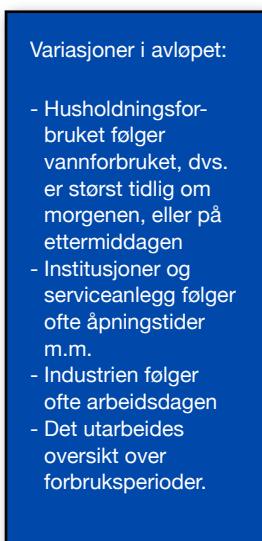
Tabell 12: Omregningsfaktorer for hydraulisk belastning fra institusjoner, serviceanlegg m.m.

Type virksomhet	Omregningsfaktor ¹⁾
-Barne-, ungdoms- og videregående skole	0.15 – 0.3 pe/elev 0.3 pe/ansatt
-Barnehage	0.4 pe/barn
-Arbeidsplasser	0.3 pe/ansatt
-Campingplasser	Se tabell 9
-Militærleire	1 pe/fast bosatt i leiren 0.3 pe/ansatt øvrig personell
-Sykehús	2.5 – 4.0 pe/seng
-Pleiehjem, sanatorium	2.25 – 3.0 pe/seng
-Hoteller, pensjonater	1.5 pe/seng
-Restauranter, kafeer	2.5 pe/ansatt
-Svømmehall	1 pe/badebesøk
-Forsamlingslokale	0.03 pe/sitteplass
-For alle institusjoner med betjening som bor fast	1 pe/ansatt

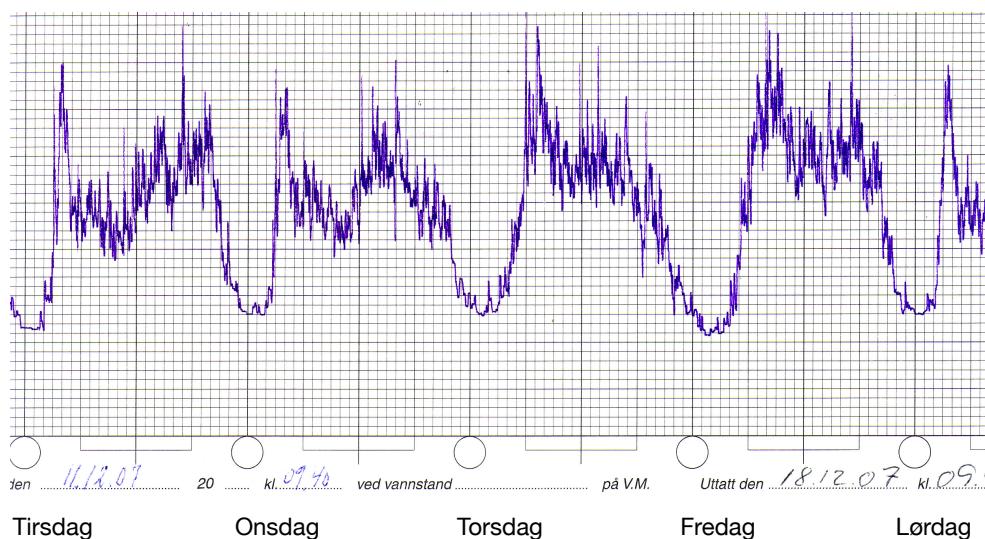
1) Tallene varierer fra tilfelle til tilfelle. Målinger viser at tallene for skoler kan være høyere

Figur 15 viser variasjonen i spillovannsavrenningen fra husholdninger, gjennom døgnet og på forskjellige dager, dvs. mandag, torsdag og søndag. Det er liten avrenning om natten mellom kl 03:00 og 06:00, men den øker så utover morgen med en tydelig topp ved kl. 09:00. Deretter avtar vannforbruket utover dagen, men øker igjen med en topp igjen ved kl. 18:00, for deretter å avta utover kvelden, gjerne med en topp når folk holder på å gå til sengs. Legg merke til at morgentoppen på mandag og torsdag kommer tidligere og bli noe høyere enn på søndagen.

Figur 16 viser målt spillovannsavløps på Risvollan målestasjon i Trondheim. Risvollan avløpsfelt er et rent rekkehøysområde med ca. 1500 innbyggere, og en barnehage med 30 barn og 4 ansatte. Avløpsområdet er 20 ha, hvorav 26% er tette flater, som tak, parkeringsplasser, veier m.m. Det er en klar topp om morgen mellom kl. 07:00 og 08:00, for deretter å gå ned ut over dagene og så øke igjen ut over ettermiddagen med noen klare topper. Utover kvelden går så avløpet nokså raskt ned og mot midnatt er det nede på et minimum igjen.



Figur 15: Målte avrenning fra husholdninger i tre typiske døgn. Winther et.al. (2010)



Figur 16: Målt spillvannsavløp på Risvollan målestasjon i Trondheim
Ukedager i perioden 11. – 18. desember 2007. Kilde: Thorolfsson (2010)

Ved store arrangementer som OL, VM, EM på ski m.m., kan det komme store topper en korttid etter at TV'n har sluttet å sende fra arrangementet, jfr. OL i Vancouver 2010.

Studerer man spillvannsavrenningen fra Risvollan fra start av målingene i september 1986, er variasjonsmønsteret forbausende likt fram til i dag, 25 år etter. De gangene det er blitt endringer skyldes det uregelmessigheter som vannlekkasjer inn på spillvannsnettet, noe som har gjort særlig utslag på nattavrenningen. I smelteperioder, særlig om våren, har det også vært betydelig økning i avløpet. Vi tror at det skyldes drengsvann som da finner vegen til spillvannsnettet pga feilkopninger av drengsystemet.

Variasjonene i spillvannsavløpet fra industrien følger gjerne variasjonen i vannforbruket, med fratrekk av det vann som måtte bli brukt i produksjonen.

Som regel uttrykkes de forskjellige vannmengdene ut i fra middelvannmengden q_m . For husholdningsspillvann gjelder:

$$q_m = q_{\text{år}} / 365 \text{ (l/pd)} \quad (18)$$

For andre vannmengder er det ofte kortere perioder enn 365 døgn, se tabell 13. Det kan være praktisk å bruke middelvannmengden i forbruksperioden.

Tabell 13: Forbruksperioder

Type forbruk	Døgn/år
Husholdning og landbruk	365
Industri ¹⁾	250
Skoler	200
Fritidsområder (campingplasser fritidshus med mer)	50 - 200

1) Sesongbestemte virksomheter som brennerier, grønnsaksmtottak, fiskemottak med mer kan ha langt kortere sesonger.

Variasjonen over året

Ut i fra middelvannmengden q_m uttrykkes vannmengden i alle døgn ved å multiplisere med en døgnfaktor f_d .

$$Q_{smaks} = f_d \text{ maks} \times q_m \quad (19)$$

Det kan være vanskelig å bestemme f_d maks, men generelt gjelder at i desto større områder nærmer f_d maks seg 1. For byer med mer enn 10.000 innbyggere og uten spesielle forhold regnes normalt med f_d maks = 1.3 – 1.8, men

denne verdien inkluderer også ofte industriforbruket.

Den minimale avløpsmengden over året bestemmes med f_d min, som normalt ligger på 0,5 – 0,9.

Tabell 14 viser oppsummering av det som kan brukes av variasjonsfaktorer ved dimensjonering av vannforsyningssystemer.

Tabell 14: Maksimale døgn- og timefaktorer

Type bebyggelse	Døgnfaktor, f_d maks	Timefaktor, k maks
1. Fritidsområder (campingplasser, fritidshus og lignende)	2,0 – 4,0	2,0 – 4,0
2. Spredt eller samlet bebyggelse med overveiende landbruksvirksomhet	2,0 – 3,0	2,0 – 3,0
3. Mindre samlet bebyggelse med overveiende byvirksomhet	1,5 – 2,0	1,5 – 2,5
4. Større samlet bebyggelse med differensiert byvirksomhet	1,3 – 1,5	1,5 – 1,7

Variasjonen over døgnet (timevariasjonen)

Variasjonen over døgnet uttrykkes med timefaktoren, k . Timevariasjonen blir da uttrykt ved:

$$q_{time} = k \times (q_{dogn}/24) \text{ (l/pd)} \quad (20)$$

Den maksimale timevannmengden i døgnet i det maksimale døgnet kan nå uttrykkes som:

$$\begin{aligned} q_{time, \text{ maks}} &= k_{\text{maks}} \times (q_{dogn, \text{maks}}/24) \\ &= k_{\text{maks}} \times (f_{d, \text{maks}} \times q_m/24) \text{ (l/pd)} \quad (21) \end{aligned}$$

Variasjonen i f viser seg å være avhengig av avløpsområdets (avløpsfeltets) størrelse og forbrukernes levevaner (livsstil), slik tabell 14 viser.

Timevariasjonen uttrykkes ofte på en annen måte dvs. som en prosent p av døgnforbruket. Sammenhengen mellom prosentangivelsen og timefaktoren blir:

$$p/100 = k/24 \quad (22)$$

En tredje måte som ofte anvendes i praksis, går ut på at avløpet over døgnet fordeles over et visst antall timer, der den regnes jevnt fordelt. For eksempel kan husholdnings-spillvannet deles jevnt over 10 – 12 timer, mens industriavløpet fordeles over arbeidstiden, 6- 8 timer.

Sekundvannmengder (l/s og m³/s)

Ved hydrauliske beregninger benyttes normalt vannmengder i l/s (liter per sekund) og m³/s. Ved omregning fra time til sekundvannmengder benyttes ofte ikke noen faktorer, da

vannmengden ikke varierer mye innenfor timen. Man dividerer da timevannmengden med 3600 sekund.

Størrelsесorden på tall som er vanlig å bruke, er middelvannmengde for husholdnings-spillvann, som settes lik 150 l/pd, med variasjon 125 – 175 l/pd, som gir 150/24 x 3600 = 0.00174 l/ps.

Vannforbruket i husholdningene har gått ned fra tidligere 200 l/pd, via 175 og nå 150 l/pd. Det arbeides for å få vannforbruket ytterligere ned ved redusert tap og slosing i husholdningen, bl.a. ved mer bruk av sparedusj, automatisk stopp av kraner og lignende.

Det understrekkes at ved praktisk dimensjonering bør vannforbruk og avløp alltid beregnes på basis av de lokale forholdene, og de spesifikke variasjonene må inngå. Det kan være betydelig forskjell på variasjonene i vannforbruket og avløpet.

Infiltrasjonsvann til avløppssystemene kan være betydelige, og kommer da i tillegg til spillvannsavløpet. I Norge kan infiltrasjonen være opp til 50 – 100% av husholdningsspillvannet i eldre bebyggelse.

Fremmedvann, for eksempel vannlekkasjer som når avløppssystemet, samt bekker som tas inn på avløppssystemet m.m., kan utgjøre store vannmengder og gi dimensjonerende vannføringer hvis de ikke fjernes fra avløppssystemet.

Spillvannsavrenningens avhengighet av avløpsområdets (avløpsfeltets) størrelse

Erfaringer viser at variasjonsfaktorene f og k normalt avhenger av avløpsfeltets størrelse.

Ved dimensjonering beregnes både dimensjonerende vannmengder Q_{dim} og selvrensende vannmengder $Q_{selvrens}$

Blokkering skal unngås, dvs. minimum diameter settes lik 150 mm over alt i avløps-systemet.

De avtar gjerne med større avløpsområder. Slike områder rommer gjerne vannforbrukskategorier som har mindre sannsynlighet til å opptre samtidig.

Variasjonene i mindre avløpsområder viser seg å være avhengig av områdets størrelse og forbrukernes levevaner (livsstil).

Selvrensende vannmengder

Den maksimale vannmengden i maksimal time i maksimal døgnet dvs. $f_{maks} \times k_{maks}$ gir den dimensjonerende vannmengden for en spillvannsledning.

Spillvannet inneholder imidlertid en del stoffer som kan sedimentere og akkumuleres i avløpsledningen. Disse stoffene skal føres med vannstrømmen frem til et renseanlegg og ikke bli igjen i avløpssystemet noe sted.

For å sikre denne stofftransporten, settes derfor krav til at en viss minimums vannmengde opptrer i løpet av døgnet. Denne vannføringen kalles selvrensende vannføring $Q_{selvrens}$.

Selvrensende vannføring ($Q_{selvrens}$)

Selvrensende vannføring skal opptre minst en gang i døgnet. Man tar da utgangspunkt i det minimale døgnets maksimal time, som uttrykkes:

$$Q_{selvrens} = f_{min} \times k_{maks} \times Q_{mid} \quad (23)$$

Denne vannmengden skal kunne skape tilstrekkelig skjærspenning mellom bunnen i ledningen og vannstrømmen, slik at stoffene transporteres videre. Det er vanlig å sette krav til vannhastigheten (0,6 – 0,8 m/s) eller skjærspenningen langs bunnen (norsk praksis). Hvis ikke må det innføres tiltak som spyling av ledninger m.m.

Dimensjonering av spillvannsledninger

Dimensjoneringen av spillvannsledninger betyr å bestemme både:

1. Maksimal dimensjonerende vannmengde ($Q_{mid} \times f_{maks} \times k_{maks}$)
2. Selvrensende vannmengde ($Q_{mid} \times f_{min} \times k_{maks}$)

I praksis erfarer man at ledninger lagt med mindre fall enn 5 % kan bli utsatt for selvrensingsproblemer.

Et vanlig krav til avløpsledninger og avløpssystemet for øvrig, er at *blokkering* skal unngås. Det betyr at gjenstander som kommer inn i systemet ikke skal sette seg fast. Derfor kreves at diameteren skal aldri være mindre enn **200 mm**, uansett hvor liten vannmengden er.

Overvann er regn- og smeltevann som renner av på overflaten.

Under et regn opptrer følgende hydrologiske prosesser:

- 1.Oppbløting (veting)
- 2.Gropmagasinering
- 3.Intersepsjon
- 4.Infiltrasjon
- 5.Fordamping

Det som er igjen renner av på overflaten som overvann.

Oppsummert: Enhver spillvannsledning skal:

1. Transportere bort den maksimale opptrædende vannmengden,
2. Være selvrensende
3. Unngå blokkering (minimal diameter lik eller større enn 200mm)

Prognosering

Som for vannforsyningen skal avløpssystemet planlegges og prosjekteres for fremtiden. Planperioden settes gjerne til 20 – 50 år. Man må derfor kjenne til eller stipulere utviklingen fremover; både antall innbyggere, utviklingen i næringsvirksomheten og utviklingen innen offentlige institusjoner, for eksempel hvorvidt sykehusstrukturen kommer til å endres.

9.3 Overvann.

Overvann eller overflateavrenning er regn- og smeltevann som konverteres til avrenning på overflaten. Overvannet kan føres fra taknedløp, sluk på veier, gater og plasser og lignende og tilføres et avløpssystem for transport bort fra avløpsfeltet, eller overvannet kan håndteres lokalt, uten å lede det bort i ledningssystemer. Slik lokal håndtering blir referert til som lokal overvannshåndtering (LOH), og begreper som bærekraftig overvannshåndtering (SUS = sustainable urban systems) blir innført.

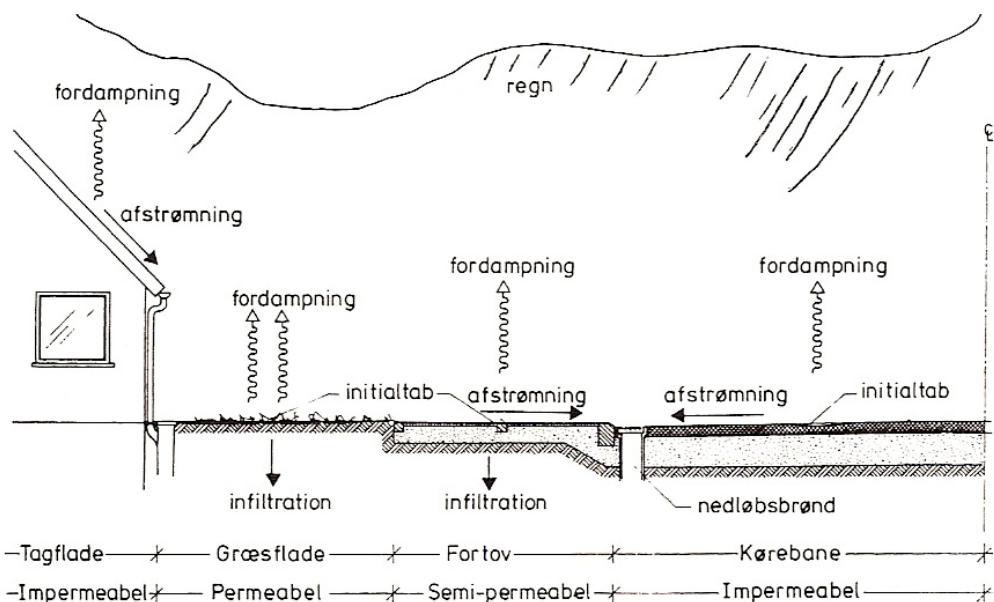
Overvannet eller overflateavrenningen er knyttet til de prosesser som omdanner regn til avrenning på overflaten. De prosesser som er avgjørende for hvordan regn transformeres til avrenning er skissert i figur 17.

Disse hydrologiske prosessene er:

1. Oppbløting (veting)
2. Gropmagasinering
3. Intersepsjon.
4. Infiltrasjon
5. Fordamping

Noe av nedbøren går med til å bløte opp jordoverflaten. Gropmagasineringen holder igjen en del av nedbøren i groper på overflaten, og den fordamper derfra, mens infiltrasjon er nedsving av nedbøren i grunnen. Intersepsjon er den delen av nedbøren som henger igjen på gjenstander, trær, husvegger etc og aldri når jordoverflaten.

Den effektive nedbøren er den delen som gjenstår når alle tapsledd er fratrukket. Overflatens beskaffenhet bestemmer derfor hvor stor andel av nedbøren som konverteres til overvann.



Figur 17: Hydrologiske prosesser. Kilde: Winther et.al. (2010)

Overvannsberegninger foretas ved å konvertere nedbøren til avrenning, oftest ved bruk av et formelverk, gjerne fra kjente hydrologiske modeller. Forholdet mellom nedbør og avrenning kalles avrenningskoeffisienten, ϕ .

Avrenningskoeffisienten er benyttet for å beskrive volum- og spissavrenningen, både fra store avløpsfelt (km^2), urbane avløpsfelt (ha) til små flater som tak, parkeringsplasser (m^2). Volumavrenningskoeffisienten ϕ_{vol} angir forholdet mellom avrent vannvolum og tilhørende nedbørsvolum.

Spissavrenningskoeffisienten ϕ_{spiss} angir forholdet mellom maksimalt avløp og tilhørende maksimal nedbørintensitet.

En av de mest benyttede hydrologiske formler er den rasjonale formelen. Den rasjonale formelen skrives:

$$Q = \phi \times A \times N \quad (24a)$$

eller

$$Q = \phi \times A \times I \quad (24b)$$

Her er:

Q = avløpet i $\text{m}^3/\text{år}$, m^3/s , m^3/timer , eller l/s

ϕ = avrenningskoeffisienten, dimensjonsløs

A = arealet i km^2 , hektar (ha), m^2

N = nedbørmengden, nedbørsvolumet etc. over en gitt tidsperiode, f. eks år, døgn

I = nedbørintensiteten i mm/time , mm/min eller l/sha (liter per sekund og hektar).

Avløpskoeffisienten, ϕ , blir bestemt av arealbruken. Den angir forholdet mellom nedbør og avrenning.

Avrenningskoeffisienten ligger mellom 0–1. Den skal ta høgde for alle de hydrologiske tapene.

1 ha er lik 10^4m^2 og 1 mm/min. = 166,7 l/sha.

Den rasjonale formelen eigner seg for overslagsberegninger: Den blir gjerne brukt ved dimensjonering i små urbane felt, dvs. der arealet er mindre enn 20 - 50 hektar (ha) og der avrenningen er tilknyttet en tett flate, for eksempel ved kraftige bygger om sommeren. Den bør ikke brukes når det er snø involvert i avrenningen eller når den hydrologiske situasjonen i felten endres mye under nedbørtilfellet.

For større områder enn 20 - 50 ha, bør det benyttes EDB baserte avrenningsmodeller av typen; MOUSE, SWMM5, NIVANETT etc, se Norsk Vann (2008).

Avrenningskoeffisienten, ϕ

Avrenningskoeffisienten blir bestemt av arealbruken. Bratte flater gir raske avrenninger og mye tette flater gir høy avrenningskoeffisient.

I håndbøker finnes detaljerte opplysninger over verdier for avrenningskoeffisienter for forskjellige flater. Her angis noen praktiske verdier for avrenningskoeffisienter for noen flatetyper, se tabell 15.

Arealet eller avløpsfeltet som drenerer ned til punktet som skal dimensjoneres eller analyseres må bestemmes. Man lokaliserer vannskillet rundt avløpsfeltet og tegner da opp grensen for området på et kart, og måler så arealet. Arealet angis som regel i hektar (ha) evt. km^2 for større felt.

Tabell 15: Avrenningskoeffisient for noen spesifikke flate typer; Norsk Vann (2008).

Korttidsnedbøren måles med korttidsnedbørsmåler, oftest en vippekarmåler. Det utarbeides IVF-kurver til bruk ved beregning av dimensjonerende overvannsmengde. Nedbøren oppgis i l/sha (liter pr. sekund og hektar).

Regnintensiteten oppgis for en valgt frekvens eller returperiode lik: 5, 10, 20, 50 eller 100 år, som baseres på risikovurderinger og konsekvens ved oversvømmelser.

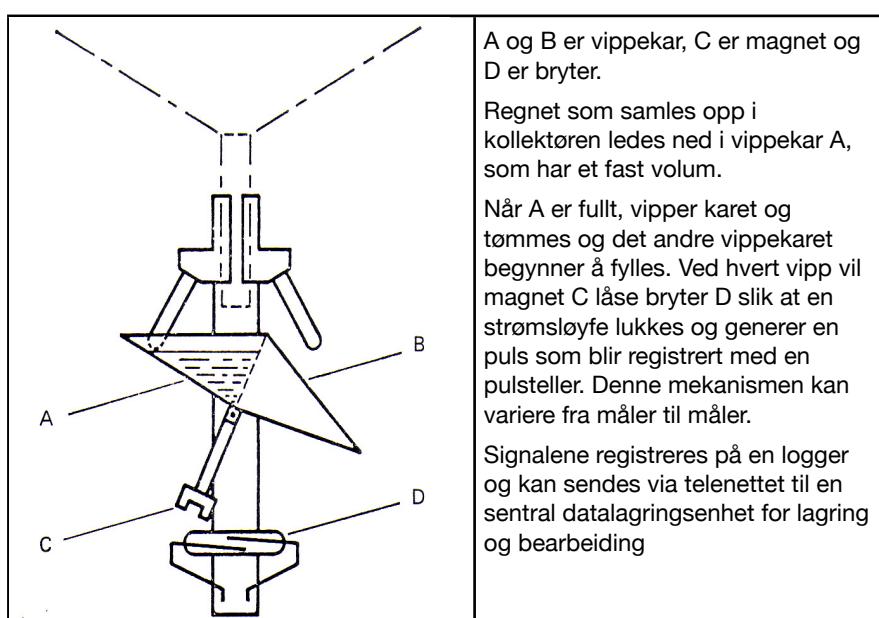
Type flater	\varnothing spiss
Tak	0,8-1,0
Asfalterte veger, gater og plasser	0,7-0,9
Grusveger	0,4-0,6
Plen	0,05-0,15
Sammensatte flater:	
Midtby områder	0,7-0,9
Shopping senter	0,6-0,8
Blokkbebyggelse	0,4-0,6
Rekkehus områder	0,2-0,4
Åpne eneboligstrøk	0,2-0,3.
	0,2-0,3

Valg av dimensjonerende nedbør (intensitet – gjentaksintervall)

Dimensjonerende vannføring for ledninger som skal transportere overvann beregnes ut fra krav om at overbelastning eller oppstuvning i ledningsnettet ikke skal skje oftere enn 1 gang hvert n'te år. Man velger en dimensjonerende regnbygge som antas å gi en ledningsdimensjon som går akkurat full hvert n'te. Det blir derfor en form for risikovurdering.

Måling av korttidsnedbør

Man trenger da målinger av nedbøren med høy oppløsning, for eksempel på minuttbasis, over en lengre periode, for eksempel minimum 20-30 år. I dag foretas slike målinger med korttidsnedbørsmålere, såkalte vippekarsmålere. Figur 18 viser prinsippet for en slik måler.



Figur 18: Prinsippet for en vippekarmåler.
Hver gang det todelte karet fylles med vann og vippes, blir tidspunktet registrert.

I Norge finnes det 40 – 50 korttidsnedbørsmålere, spredt utover hele Norge, men flest i Osloområdet. Mange har vært i bruk i sommerhalvåret siden 60- og 70-tallet. Disse målerne var ikke oppvarmet og tatt ut av bruk om vinteren, for å unngå skader på instrumentet.

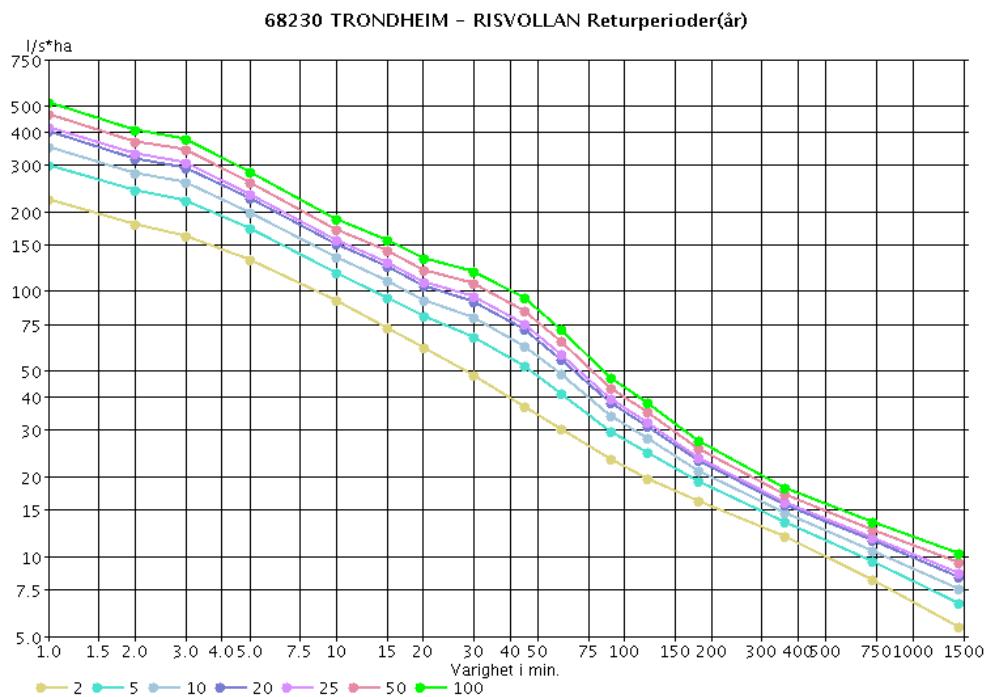
IVF-kurver

Hver målte regnbygge blir omgjort til et fiktivt regn; såkalt "kasseregn". Et kasseregn er et regn der alle topper og bunn i måleperioden er blitt jevnet ut og man står med en konstant intensitet over måleperioden.

Disse dataene gjennomgår så en statistisk bearbeiding og fremstilles på en form som er

enkel til bruk i dimensjonering. I Norge gjøres dette arbeidet av www.Met.no, ved bruk av Gumbels statistiske ekstremfordeling ved bearbeidingen. Nedbøren blir regnet om til liter per sekund og hektar (l/sha). Her er mm/minutt = 166,7 l/sha. Disse verdiene presenteres så i en IVF-kurve (Intensitets-Varighets-Frekvens kurve), der abscissen representerer regnbygens varighet i minutter og ordinaten regnbygens intensitet i l/sha.

Et kasseregn er et tenkt regnsskjell utledet fra en IVF-kurve med den konstante regnintensiteten som det valgte punktet på kurven indikerer.



Figur 19: IVF-kurver for 68230 Trondheim – Risvollan

Ved dimensjonering av små avløpsfelt, dvs. arealet A er mindre enn 20-50 hektar, settes feltets konsentrasjonstid lik regnvarighet; $t_k = t_r$

Konsentrasjonstiden består av tid på overflaten og tid i ledningen frem til det betraktede punktet.

Ved store og/eller kompliserte felt brukes EDB-baserte urban avrenningsmodeller som MOUSE, SWMM, NIVANETT etc.

Hvis regnvarigheten er 10 minutter og frekvensen (returperioden), velges lik 20 år, blir tilsvarende intensiteten 150 l/sha. Tilsvarende blir for 5 minutter, intensiteten 225 l/sha. Det viser at kortere regnbygger har høyere

intensitet enn lengre bygger, for samme returperiode. Høyere returperiode gir også høyere intensitet. Tabell 16 viser hvordan regnvarighet og returperiode påvirker intensiteten.

Tabell 16: Regnintensitetens variasjon med regnvarighet og returperiode

Varighet (minutter) Returperiode (år)	2	5	10	20	30	50	100
20	310	225	150	105	90	65	55
100	400	285	185	135	115	80	65

Tabell 16 viser at korte regnbygger har størst regnintensitet, og at lange returperioder har høyere intensitet enn korte, men intensiteten nærmer seg hverandre når returperioden blir lengre. For å redusere avrenningstoppen, kan man forlenge regnvarigheten som settes lik avrenningstiden med tiltak i avløpsfeltet, gjennom diverse fordrøyningstiltak.

$$t_r = t_k \quad (25)$$

Man må derfor finne konsentrasjonstiden, t_k i avløpsfeltet, når man skal bergene overvannsmengden. Konsentrasjonstiden, t_k består ofte av to deler: tid på overflaten, kalt tilrenningstiden t_{fl} og tiden i ledningen t_l . Konsentrasjonstiden, t_k blir da:

$$t_k = t_{fl} + t_l \quad (26)$$

Regnvarighet t_r lik dimensjonerende avrenningstid – konsentrasjonstiden, t_k , eller $t_r = t_k$.

Konsentrasjonstiden, t_k er et begrep som benyttes ved bruk av den rasjonale formelen og IVF-kurvene. Konsentrasjonstiden, t_k er den tiden det tar å koncentrere all nedbør fra fjerneste deler av avløpsfeltet til det punkt som betraktes. Denne settes så lik regnvarigheten t_r :

Tilrenningstiden t_{fl} kan være vanskelig å finne. Man kan måle lengde som vannpartikken renner av på overflaten og finne helingen på terrenget fra kart, og så bruke en hydraulisk formel, for eksempel Mannings formel for å beregne vannhastigheten og avrenningstiden. Brattere og jevnere flate gir raskere avrenning og kortere tilrenningstid.

Man kan også bruke et sett av erfaringssverdier, som er avhengige av flatens beskaffenhet, ruhet og helning m.m., se tabell 17.

Tabell 17: Typiske praktiske verdier for tilrenningstiden t_{fl}

Flate type	Tilrenningstiden t_{fl} (minutter)
Hustak: Bratt – flatt	2 – 6
Parkeringsplass	3 – 10
Vei	2 – 6
Plen	5 – 15
Utmark	> 30
Skog	> 60

Tilrenningstiden, t_{fl} blir mindre når intensiteten øker. Når intensiteten øker fra 50 l/sha til over 200 l/sha, reduseres tilrenningstiden betraktelig, for tak inntil 40-50%.

Effekt av klimaendringer

Klimaendringene vil påvirke overflateavrenningen. Temperaturen forventes å øke og likeså nedbøren. Flere steder i Norge, særlig på Vestlandet, regner man med at nedbøren vil øke med 20-30 % og at nedbørintensitet vil øke med 20-50 %. Det vil føre til stor økning i overflateavrenningen som det må tas høyde for i fremtiden.

Eksempel på overvannsberegninger

Vi kan betrakte forskningsfeltet Risvollan, som er et rekkehousområde på 20 ha og med en tettflateandel på 26 %. Vi antar at alle tette flater gir avrenning til overvannsledningen og

at litt renner av fra andre flater, som gir 15 % tillegg. Dette gir en avrenningskoeffisient, $\phi = 0,3$ som stemmer bra med tabell 9. I et åpent boligområde velges returperioden lik 20 år. Konsentrasjonstiden t_k for hele feltet er funnet å være ca. 15 minutter. Man setter konsentrasjonstiden t_k lik regntiden t_r , $t_k = t_r$, og finner fra IVF-kurven for Risvollan, intensiteten, $I = 130 \text{ l/sha}$. Det gir:

$$Q_o = 0,3 \times 20 \times 130 = 780 \text{ l/s}$$

som den dimensjonerende overvannsføringen ut av feltet.

Betrakter vi et annet punkt lengre opp i feltet der konsentrasjonstiden t_k er 5 minutter og avløpsfeltet oppstrøms er 5 ha, så blir:

$$Q_o = 0,3 \times 5 \times 225 = 337,5 \text{ l/s}$$

Dette forutsetter da at avrenningskoeffisienten er jevnt fordelt og avrenningen er lineær.

Modeller for overflateavrenning – overvannsberegninger

I tillegg til den rasjonale formel brukes en rekke andre modeller for å bestemme overvannsavrenningens størrelse. Overflateavrenningen frem til inntak på avløpsnettet beregnes vha hydrologiske modeller, og hydrauliske modeller beregner strømningen gjennom ledningsnettet. De to typer modeller kan kombineres i modeller for å dimensjonere avløpsledninger og andre avløpsanlegg.

Det er tre typer modellkombinasjoner, se tabell 18. Den rasjonale formel er type 1 modell.

Tabell 18: Tre typer kombinasjoner modeller for overvannsberegninger

Modelltype	Type 1	Type 2	Type 3
Hydrologisk modell	Avløpskoeffisient	Avløpskoeffisient og tap	Tap og infiltrasjon
Hydraulisk modell	Ingen	Tid-areal	Ikke-linjer reservoir (kinematisk bølge)

Snøsmelting

Snøsmelting kan gi store tilrenninger til avløpssystemer. I områder med mye snø og perioder med snøsmelting og tine- og fryseperioder gjennom vinteren bør man kontrollere om snøsmelting og regn-på-snø kan gi dimensjonerende vannmengder, eller om det valgte eksisterende avløpsnettet har kapasitet til å ta i mot slike avrenninger.

Flere steder i Norge har det forekommet perioder med langvarig regn på snø og frossen grunn, der et vannlager bygget seg opp i snøen, for deretter å renne av oppover på en frossen og nesten impermeable grunn. En slik hendelse inntraff i Trondheim i perioden 31. mars til 2. april 1997, og førte til en av

de mest omfattende oversvømmelser over hele Trondheim.

9.4 Dimensjonerende vannmengder

Type ledningssystem i avløpssystemet bestemmer dimensjonerende vannmengde.

I et fellessystem går både spillvann og overvann i samme ledning, og i tillegg kan komme infiltrasjonsvann og fremmedvann, mens i et separatssystem går spillvannet i en egen ledning, dvs. to-rørs separat system eller overvannet håndteres lokalt, eller ett-rørs separatssystem.

Fellessystemledninger:

Snøsmelting kan i noen tilfeller gi svært stor avrenning. Det bør undersøkes om avrenning fra snøsmelting overskridet dimensjonerende overvannsmengde om sommeren.

Avløpsledningen skal ha:

- Stor nok kapasitet for de vannmengder de er dimensjonert for *.
- De skal være selvrensende
- De skal ikke blokkeres (diameter > 200 mm)

* Det er umulig å dimensjonere overvannsledninger slik at de kan ta mot alle tenkelige nedbørsituasjoner. Derfor velges en gitt oversvømmelses frekvens.

$$Q_{sdim} = Q_{midl} \times f_{maks} \times k_{maks} + Q_o + Q_{inf} \quad (27)$$

To-rørs separatsystem:

Spillvannsledninger:

$$Q_{sdim} = Q_{midl} \times f_{maks} \times k_{maks} + Q_{inf} \quad (28a)$$

Overvannsledninger:

$$Q_o + Q_{inf} \quad (28b)$$

Ett-rørs separatsystem

Spillvannsledninger:

$$Q_{sdim} = Q_{midl} \times f_{maks} \times k_{maks} + Q_{inf} \quad (29)$$

Overvann: Lokal overvannshåndtering

I disse likningene er:

$$Q_{sdim} = \text{dim. spillvannsmengde (l/s)}$$

$$Q_{midl} = \text{midlere spillvannsmengde (l/s)}$$

$$f_{maks} = \text{maksimal døgnfaktor}$$

$$k_{maks} = \text{maksimal timefaktor}$$

$$Q_o = \text{dim. overvannsmengde (l/s)}$$

$$Q_{inf} = \text{maks. infiltrasjonsvannmengde (l/s)}$$

Det skal også kontrolleres om ledningene er selvrensende. Da må også selvrensende vannmengde bestemmes:

$$Q_{selvrens} = f_{min} \times k_{maks} \times q_{mid} \quad (30)$$

REFERANSER

- Butler, D. and J.D. Davies (2010): Urban Drainage. 3rd edition. E & FN SPON. ISBN 0-419-22340-1
- Bøyum, Å. og S.T. Thorolfsson (2001) VA-teknikk Del 2. Avløp.. Kompendieforlaget. Tapir forlag. Trondheim
- Folkehelseinstituttet (FHI) (2004, rev. 2010): Vannforsyningens ABC. Tilgjengelig på URL: http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg>MainArea_5661&MainArea_5661=5631:0:15,3030:1:0:0::0:0
- SFT (1979): Veiledning ved dimensjonering av avløpsledninger. TA-550.
- Norsk Vann (2008): Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. Forfattere; Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S.T., Sægrov, S, Guttormsen J. og L. Aaby (2008): Norsk Vann Rapport 162/2008. ISBN 978-82-414-0298-2
- Thorolfsson, S.T. (2010): VA-teknikk – VA-systemene. Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU 2010.
- Thorolfsson, S.T. og Å. Bøyum (2000): VA-teknikk Del 1. Vannforsyning. Kompendieforlaget. Tapir-forlag
- Bøyum Å. og S.T. Thorolfsson (2001) VA-teknikk Del 2. Avløp. Kompendieforlaget. Tapir-forlag. Trondheim
- Winther, L., J.J. Linde og H. Winther (2010): Vandforsyningsteknikk. 5. utgave. Polyteknisk forlag ISBN 978-87-502-0989-8
- Winther, L., J.J. Linde, H.T. Jensen, L.L. Mathiasen og N. Johansen (2006): Avløpsteknikk 5. utgave. Polyteknisk forlag ISBN 87-502-0975-2.

Dette notatet er forfattet av Sveinn T. Thorolfsson, førsteamanuensis ved Institutt for vann- og miljøteknikk.



Forelesningsnotat Nr. 10 - Professor Stein W. Østerhus

Vannkvalitet og forurensninger i vann

Formålet med notatet er å gi en innføring i karakterisering av kvaliteten på naturlig vann og forurensninger i vann.

Man skal ha lært om:

- Karakterisering av naturlig vann
- Viktige vannkvalitetsparametere
- Viktige forurensningsparametere
- Typiske utslippsmengder og sammensetning av avløpsvann

1. INNLEDNING

Vannets sammensetning har stor innflytelse på den økologiske balansen i naturen. En uønsket vannkvalitet kan være et resultat av naturlige, økologiske prosesser eller et resultat av forurensning. Eksempelvis kan drikkevann bli uegnet dersom utsipp av avløpsvann medfører lavt oksygeninnhold i vannkilden eller for høy innhold av organiske mikroforurensninger. Men vannet kan også være uegnet som drikkevann pga høyt innhold av humus i vann, som gir vannet en gulbrun farge, på tross av at humus er naturlig, organisk materiale som oppstår som resultat av naturens naturlige nedbrytning.

Ulike typer av utsipp gir ulike typer av forurensningsvirkninger og forurensningsmyndighetene må bestemme hvor store tilførsler av ulike forurensningskomponenter som kan tillates til en recipient uten at vannkvaliteten i recipienten forringes. Vingeniøren må kunne sette inn tekniske tiltak som tilfredsstiller de krav forurensningsmyndighetene stiller. Alt dette krever kunnskap og forståelse om vannkvalitet og vannforurensning og metoder og analyser for å kunne karakterisere vannkvalitet.

Kvaliteten på vann handler i stor grad om hvilke stoffer og hvor mye av disse stoffene som er i vannet og på hvilken form disse stoffene befinner seg i vannet. For å karakterisere vannkvalitet benytter vi oss derfor av et stort antall vannkvalitetsparametere og det settes grenser (vannkvalitetsstandarder) for hvor mye av et stoff som kan finne seg i vannet for at det skal

være tjenlig for ulik bruk (drikkevann, badevann, utslippsvann etc.).

2. VANNKVALITETSPARAMETRE

I dette kapittelet er de viktigste vannkvalitetsparameterne beskrevet. Parameterne kan være aktuelle til å beskrive/karakterisere kvaliteten på vannkilder og resipienter, angi forurensningsgrad, angi utslippsmengder og renseeffekt for avløpsvann, karakterisere drikkevannskvalitet, osv. Vannkvalitetsparameterne er delt inn i 3 hovedgrupper: uorganiske forbindelser, organiske forbindelser og mikrobiologiske parametere. Disse er nærmere beskrevet nedfor.

2.1 Uorganiske forbindelser

pH, alkalitet og hardhet

pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjonen er spesielt viktig i drikkevannssammenheng i Norge, fordi kombinasjonen av disse parameterne har stor betydning for vannets korrosivitet.

pH angir vannets surhetsgrad som er definert som minus logaritmekonsentrasjonen til H⁺ (pH = -log [H⁺]). Nøytral pH er 7.0 og naturlig vann har typisk en pH på 6.0 – 7.5.

Alkalitet er et mål på vannets totale syre nøytraliseringskapasitet, og er definert som mengden syre (mmol [H⁺]/L) som trengs for å redusere pH til ca 4.5. Alkalitet kan også beregnes fra ligningen:

$$\text{Alkalitet} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

Vannkvalitetsparametere kan være aktuelle til å beskrive kvaliteten på vannkilder og resipienter, angiforurensningsgrad, utslippsmengder og renseeffekter for avløpsvann, samt å karakterisere drikkevannskvalitet.

pH, alkalitet og hardhet er viktige parametere for karakterisering av drikkevann, spesielt med hensyn på korrosivitet:

- pH angir vannets surhet.
- Alkalitet angir vannets totale syrenøytraliseringskapasitet.
- Hardhet er i hovedsak vannets innhold av kalsium (Ca^{2+}) og magnesium (Mg^{2+}) ioner.

Partikler i vann angis normalt enten som suspendert stoff (SS), totalt tørrstoff (TS eller TTS) eller turbiditet (dvs hvor grumsete vannet er).

Ved pH i område 7.0-8.5 blir Alkalitet \approx $[\text{HCO}_3^-]$.

Hardhet er i hovedsakelig innholdet av kalsium (Ca) og magnesium (Mg). Hardhet kan uttrykkes på flere måter, f.eks. som ekvivalent mengde CaCO_3 (mg CaCO_3/l) eller ekvivalent mengde Ca (mg Ca/l). Hardt vann medfører en del praktiske ulemper ved bruk av drikkevannet. Dette gjelder spesielt utfelling i varmtvannsberedere og andre varmtvannssystem, men inkluderer også redusert vaskeeffekt og såpe som skummer dårlig. I Norge er imidlertid dette normalt ikke noe problem, da typisk norsk vann er svært bløtt. I slike tilfeller er derimot en hardhets økning ønskelig for å redusere vannets korrosivitet. Ved hardhet søkering for å redusere vannets korrosivitet er det kalsium konsentrasjonen som heves.

Metaller og salter

Ledningsevne er et mål på vannets saltinnhold eller totale innhold av ioner. Ledningsevne måles som evnen til å lede elektrisk strøm og angis som $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Jern (Fe) og **mangan (Mn)** er metaller som er naturlig forekommende i vann. Man finner som oftest for høye konsentrasjoner av jern og mangan i vann med lavt oksygeninnhold, for eksempel grunnvann eller i bunnlagene på innsjøer, hvor de forekommer på toverdig form, som Fe^{2+} og Mn^{2+} . Når disse ionene blir eksponert for oksidasjon, for eksempel når det kommer oksygen til, vil de oksideres til hhv Fe^{3+} og Mn^{4+} , reagere med vannet og utfelles som hhv Fe(OH)_3 og MnO_2 . Dette gir partikler i vannet og en rustaktig farge ("rødt vann") og avsetning i servanter og lignende. Aluminium (Al) kan også forekomme naturlig dersom vannet er surt.

Sink (Zn) og **kobber (Cu)** er typiske eksempler på metaller som stammer fra utløsning fra husinstallasjoner (rør, armatur, osv) som en følge av korrosivt vann. Disse konsentrasjonene havner i drikkevannet for deretter å ende opp i avløpsvannet. Sink og kobber kan også stamme fra avrenning fra bergvelter fra gruveindustri.

Bly (Pb), **kadmium (Cd)**, **krom (Cr)** og **kvikkolv (Hg)** er eksempler på toksiske metaller som til dels er svært giftig. Disse stammer vanligvis fra industriutslipp og ender opp i avløpsvann, kloakkslam og/eller resipient.

Klorid (Cl^-) og **sulfat (SO_4^{2-})** er eksempler på anioner av salter. Konsentrasjonen av disse i naturlig Norsk vann er relativt lave. I sjøvann er imidlertid konsentrasjonen, spesielt av klorid svært høy, det vil si ca 35000 mg/L. I

sjøvannspåvirket grunnvann eller overflatevann, samt i avløpsvann, vil man ha forhøyet konsentrasjon av klorid og sulfat.

Suspendert stoff og partikler i vann

Partikler i vann angis normalt enten som suspendert stoff (SS), totalt tørrstoff (TS eller TTS) eller turbiditet (dvs hvor grumsete vannet er).

Suspendert stoff (SS) angir konsentrasjonen av partikler over en gitt størrelse basert på veining. Analysen utføres ved at man filtrerer vannet gjennom et filter med kjent lysåpning (vanligvis 0,45 eller 1,2 μm), tørker filteret med avsatt materiale og veier det avsatte materialet, slik at konsentrasjonen (mg SS/L eller g SS/ m^3) kan bestemmes. Suspendert stoff benyttes som vannkvalitetsparameter både ved dimensjonering, driftskontroll og utslippskontroll fra avløpsrenseanlegg og er derfor en svært sentral parameter i avløpsteknikken.

Total tørrstoff (TS eller TTS) inkluderer også vekten av opplost materiale i tillegg til partikulært materiale i form av suspendert stoff (SS). Ved bestemmelse av total tørrstoff benyttes inndampning av vannprøven ved 103-105 °C i en aluminiumskål i stedet for filtrering. Man får da også med seg tørrstoffet som er opplost i vannet (f.eks. salter, metaller, osv). I drikkevann er det mer vanlig å benytte total tørrstoff (TS) enn suspendert stoff (SS) fordi drikkevann inneholder svært lite SS. Også når det er svært mye partikler i vannet, for eksempel i slam, benyttes total tørrstoff ettersom det er vanskelig å få filtrert slammet gjennom et laboratoriefilter. I slam er forskjellen mellom SS og TS svært liten ettersom det suspenderte materialet dominerer i forhold til det løst. TS brukes primært fordi denne parameteren er enklere å bestemme rent praktisk.

Flyktig tørrstoff er en benevnelse på mengden av tørrstoff som er organisk. Både ved bestemmelse av total tørrstoff (TS) og suspendert stoff (SS) kan det være at man ønsker hvor stor del av tørrstoffet som er organisk (flyktig) og hvor del som er uorganisk. Dette gjøres ved at man etter tøring (på membranfilter eller i aluminiumskål) forbrenner prøven (ved 590 °C) og veier asken. Askens (gløderesten) representerer det uorganiske stoffet og ved subtraksjon av denne fra TS eller SS kan man finne den organiske (flyktige) delen av tørrstoffet, ofte benevnt FSS (flyktig suspendert stoff) eller FTS (flyktig total tørrstoff).

Turbiditet angir hvor grumsete vannet er på grunn av små partikler. I henhold til ISO

De viktigste næringsstoffene for biologisk liv i vannforekomster er fosfor og nitrogen. Normalt er konsentrasjonen av fosfor og nitrogen i naturlig vann i Norge lav.

Høye tilførsler av næringssalter til vannforekomster kan imidlertid føre til uønsket algeoppblomstring (eutrofiering). Avløpsvann er viktigste utslipp av næringssalter.

Fosfor (P) foreligger på flere former, blant annet orthofosfat, polyfosfat og organisk bundet fosfor. Summen av disse formene angis som total fosfor (tot P).

Nitrogen (N) foreligger også på flere former, som ammonium, nitritt, nitrat og organisk bundet nitrogen. Summen av disse angis som total nitrogen (tot N). Råkloakk inneholder i hovedsak kun ammonium og organisk bundet nitrogen.

standarden måles turbiditet i FTU (Formazine Turbidity Units). Verdien av denne enheten er identisk med enheten NTU (Nephelometric Turbidity Units) som bl.a. benyttes i USA. I den norske drikkevannsforskriften benyttes FNU (Formazine Nephelometric Units). De står for det samme og referansen for alle er interferensen av lys som passerer en suspensjon av 1 mg/l silisiumoksid. Turbiditet benyttes mest som parameter i drikkevannsanlegg men i stadig større grad også som parameter for bestemmelsen av klarheten i renset avløpsvann.

Næringssalter

De viktigste næringsstoffene for biologisk liv i vannforekomster er fosfor og nitrogen. Normalt er konsentrasjonen av nitrogen og fosfor i naturlig vann i Norge lavt, for høye tilførsler av næringssalter til vannforekomster fører imidlertid til uønsket algeoppblomstring (eutrofiering) og kontroll med utslipp av næringssalter er derfor en av de viktigste årsakene til at vi renser avløpsvann.

Fosfor (P) finnes i avløpsvann som organisk bundet fosfor og uorganisk fosfor. Sistnevnte deles inn i orthofosfat (PO_4^{3-}) og polyfosfat ($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$ og $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$). Summen av disse formene angis som total fosfor (tot P). Det er total fosfor (tot P) det stilles krav til og som det analyseres for.

Nitrogen (N) finnes i avløpsvann som organisk bundet nitrogen (Org N), f.eks. urea, og uorganisk nitrogen som vil si ammonium (NH_4^+) og nitritt (NO_2^-) og nitrat (NO_3^-). Summen av disse formene er total nitrogen (tot N) som er det man setter krav til ved utslipp av avløpsvann. I råkloakk er det nesten ikke nitrit og nitrat til stede og tot N er derfor tilnærmet lik Org N pluss $\text{NH}_4\text{-N}$, som også ofte kalles Kjeldahl N (TKN). I naturen oksideres ammonium til nitritt/nitrat slik at man i naturlige vannforekomster finner mesteparten av nitrogenet som nitrat.

Andre viktige kjemiske og sensoriske parametere

Temperatur er en viktig fysisk vannkvalitetsparameter både fordi den blant annet påvirker vannets oksygeninnhold og er viktig for hastigheten på kjemiske og biologiske reaksjoner, og dermed også usedvanlig viktig i forbindelse med dimensjonering og drift av behandlingsprosesser for vann og avløpsvann. Lukt og smak er viktige parametere for drikkevann. En rekke forbindelser, både organiske og uorganiske, og naturlig forekommende og menneskeskapte forbindelser, kan gi lukt og smaksproblemer. Typisk for mange av disse er at de kan gi betydelig lukt og smak ved ekstremt lave konsentrasjoner.

2.2 Organisk forbindelser

Organisk stoff kan bestemmes på flere måter:

- Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)
- Kjemisk oksygenforbruk (KOF)
- Totalt organisk karbon (TOC)

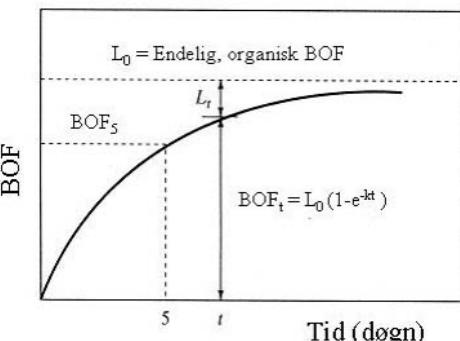
BOF eller KOF brukes normalt for avløpsvann, mens KOF eller TOC benyttes i drikkevann. Metodene er nærmere beskrevet nedenfor.

Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)

I benyttes vanligvis biokjemisk oksygenforbruk etter 5 dager (BOF_5). Analysen utføres i Norge i henhold til Norsk Standard NS-EN 1899-1 Utgave 1, 1998 Vannundersøkelse - Bestemmelse av biokjemisk oksygenforbruk etter n dager (BOF_n) - Del 1: Metode basert på fortynnning og poding etter tilsetning av allyltiourea (ISO 5815:1989, modifisert).

BOF-parameteren er foretrukket som krav parameter for organisk stoff fordi den i stor grad beskriver det oksygenforbruk som avløpsvannet vil representere ved utslipp i resipienten. Også i analysen er det bakterier som står for oksygenforbruket. På den negative siden kommer at analysen er tungvint, tar lang tid og er derfor også kostnadskrevende. I Norge har det tidligere vært vanlig (av praktiske hensyn) å benytte BOF_7 , men etter implementeringen av EU's avløpsdirektiv er utslippskravene knyttet til BOF_5 .

Figur 1 anskueliggjør forløpet av en BOF-analyse. Når en prøve analyseres, skjer det, pga bakteriell omsetning av det organiske stoffet, et oksygenforbruk som øker opp mot en endelig verdi etter den ligning som er angitt i figuren. Det endelige (ultimate) oksygenforbruk nås ikke før etter 20-30 døgn og for at analysen ikke skal ta for lang tid, avbrytes den etter et visst antall dager (for eksempel 5 døgn ved BOF_5).



Figur 1. Illustrasjon av BOF-analysen.

Ettersom kurven følger et bestemt forløp kan man noenlunde bestemme BOF-verdien ved et tidspunkt når man har den ved et annet

<p>Organisk stoff angis som:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Biokjemisk oksygenforbruk (BOF) - Kjemisk oksygenforbruk (KOF) - Totalt organisk karbon (TOC) <p>BOF og KOF brukes for avløpsvann. BOF angir oksygenforbruket som trengs for biologisk omsetning av det organiske stoffet i løpet av for eksempel 5 dager (BOF₅). KOF angir oksygenforbruket ved kjemisk oksidasjon.</p> <p>TOC brukes for naturlig vann og drikkevann, blant annet til å angi innhold av humus eller naturlig organisk materiale (NOM). Andre parametere som også brukes til å angi innholdet av NOM er fargetall og UV₂₅₄.</p> <p>Indikatororganismer brukes til å angi den mikrobielle kvaliteten til drikkevann istedenfor analyse av patogene (sykdomsfremkallende) mikroorganismes. Eksempel på rutineanalyser av indikatororganismes er kintall, koliforme bakterier, E.coli og Clostridium perfringens.</p>
--

tidspunkt. Således er BOF₇ vanligvis lik 1,12-1,16 BOF₅, og den endelige BOF er ca 1,4 BOF₅.

Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

Analysen for kjemisk oksygenforbruk bygger på en kjemisk oksidasjon av organisk stoff i stedet for en biokjemisk oksidasjon. KOF-analysen får med seg en del organisk stoff som ikke er biokjemisk nedbrytbart og KOF-verdien i et avløpsvann skal alltid være høyere enn BOF-verdien.

KOF-analysen benyttes både for drikkevann (KOF_{Mn}) og avløpsvann (KOF_{Cr}) men med ulike oksidasjonsmidler (hhv KMnO₄ og K₂Cr₂O₇). Kaliumpermanganat som primært benyttes til drikkevann er svakere oksidasjonsmiddel enn kaliumdikromat, som primært benyttes på avløpsvann og vil få to ulike verdier med de to ulike oksidasjonsmidlene (høyere ved bruk av kaliumdikromat). Det er derfor viktig å presisere hvilken KOF man referer til. KOF er en langt raskere analyse å gjennomføre og den eigner seg derfor bedre enn BOF som driftsparameter. Ved det enkelte anlegg bør man etablere sammenhengen mellom KOF og BOF₅ slik at man beregne hva BOF₅ om lag har vært etter analyse av KOF, da dette vil være nyttig i forbindelse med driftskontroll. KOF analysen utføres i henhold til Norsk Standard NS-ISO 6060 Utgave 1, 2003 Vannundersøkelse - Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk (ISO 6060:1989). Før analyse skal prøvene alltid homogeniseres.

Totalt organisk karbon (TOC)

TOC-analysen gjøres i et apparat for dette (TOC-analysator) som gir analyseresultatet i løpet av et par minutter. Den eigner seg derfor for større serier av prøver. Analysen utmerker seg også ved presis bestemmelse av små koncentrasjoner av organisk stoff (ned til < 1 mg C/L). Ulempen er at analysen er mindre egnet når det er mye partikulært organisk stoff i prøven (f.eks. i avløpsvann). Derfor benyttes ofte DOC (dissolved organic carbon, det vil si opplost organisk karbon), som fremkommer ved å analysere TOC på filtrert prøve der partikulært materiale er fjernet før analysen.

TOC-analysen benyttes mest på ganske rent vann, dvs naturlig vann/drikkevann eller renset avløpsvann. Prinsippet for analysen er at man forbrenner eller oksiderer alt organisk stoff og sitter igjen med CO₂, H₂O og salter/metaller. Mengden av organisk karbon bestemmes på grunnlag av den utviklede mengde CO₂. På samme måte som ved KOF-analysen får man ingen informasjon om hvordan det organiske stoffet foreligger (f.eks. nedbrytbartenhet). For å kunne måle mengde biodegradérbart organisk stoff basert på TOC-analysen, er det

utviklet ulike analytiske prosedyrer, for eksempel BDOC (biodegradérbart, løst organisk karbon) og AOC (assimilerbart organisk karbon).

Andre organiske parametere

Naturlig organisk materiale (NOM) eller humus gir vannet farge forårsaket av humusmolekylene aromatiske dobbeltbindinger. Derfor kan fargetall være et mål for innholdet av humus. Som mål på fargetall benyttes enheten mg Pt/l. I henhold til Norsk Standard bestemmes fargetallet spektrotometrisk, dvs ved gjennomstråling av prøven med lys av bølgelengde 436 nm og måling av graden av lysgjennomgang. En annen tilsvarende analyse er måling av UV-absorpsjon. Det benyttes da en bølgelengde på 254 nm og en gitt lysvei. UV absorpsjonen oppgis som UV₂₅₄.

Det er også utviklet prosedyrer for bestemmelse av fraksjoner av organisk stoff, for eksempel ulike humusfraksjoner, som sier noe om egenskapene til det organiske stoffet. Slike analyser benyttes i liten grad i daglig dimensjonering og driftsovervåkning, men er etter hvert vanlig i tilknytning til forskning og utvikling.

Eksempler på andre organiske forbindelser som det kan være aktuelt å analysere for er ulike organiske mikroforurensinger (som for eksempel pesticider og farmasøytske produkter), desinfeksjonsbiprodukter (som for eksempel trihalometaner, kloreddiksyre, osv), algetoksiner eller lukt og smaksstoffer (som for eksempel geosmin eller MIB). Dette er imidlertid spesialanalyser som krever avanserte analyseinstrument (for eksempel gasskromatografi/ massespektrumfotometri, GC-MS), og ikke vil være en del av standard analyse parametere.

2.3 Mikrobiologiske parametere

Indikator organismer

I stedet for direkte analyse mhp vannets innhold av patogene mikroorganismer, er det lang tradisjon for å analysere mhp mikrobielle indikatororganismes. I henhold til den norske drikkevannsforskriften skal rutineanalyser inkludere indikatorene; Kintall (22 °C), Koliforme bakterier, E. coli, Intestinale enterokokker og Clostridium perfringens (inkl. sporer).

Koliforme bakterier inklusive E. coli benyttes som indikator på fersk fekal vannforurensing, og også som indikator for effektiviteten av desinfeksjonsprosesser mhp å inaktivere patogene bakterier. E. coli er imidlertid ikke en pålitelig indikator på nærvær av virus, Cryptosporidium og Giardia (oo)cyster i

Mengde og sammensetning av kommunalt avløpsvann varierer mye og bestemmes av tilknytningsgraden av for eksempel industri og institusjoner, samt tilførsel av overvann, innlekkingsvann og infiltrasjonsvann.

De viktigste parameterne for karakterisering av avløpsvann er:
Biokjemisk oksygenforbruk (BOF₅), Kjemisk oksygenforbruk (KOF), total fosfor (Tot P), total nitrogen (Tot N) og suspendert stoff (SS).

Dimensjoneringsveiledningen (Norsk Vann, 2009) angir anbefalte verdier for spesifikk forurensningsmengde dersom målinger ikke foreligger.

drikkevann etter desinfeksjon. Den er heller ikke en pålitelig indikator for forekomst av Campylobacter, fordi Campylobacter er påvist i prøver hvor E. coli ikke er påvist.

Andre analyser

Det er i drikkevannsforskriften ingen krav til analyse av parasitter, verken i råvann eller rentvann. Etter Giardia-epidemien i Bergen i 2004 har vannverkene imidlertid fokusert mye mer på parasitter og flere vannverk gjennomfører parasittanalyser (cryptosporidium og giardia) rutinemessig.

Det er i drikkevannsforskriften ingen krav til analyse av virus, verken i råvann eller rentvann. Bakteriofager, spesielt kolifager, har blitt foreslått som indikator på humanvirus. Bakteriofager er virus som har bakterier som vert. Kolifager har E. coli og nærliggende bakterier som vertscelle og kan derfor frigjøres fra disse bakteriene i feces fra mennesker og varmlodige dyr. Vi har i Norge ingen tradisjon for rutinemessig bestemmelse av virus på tross av at det er allment akseptert at virus svært ofte er årsak til vannbårne sykdommer. Det er imidlertid mye som tilsier at man burde ta i bruk analyser på kolifager, som forekommer i større mengder enn parasitter men i lavere mengde enn E. coli.

3. UTSLIPPSMENGDER OG SAMMENSETNING AV AVLØPSVANN

Det er svært mange faktorer som påvirker mengde og sammensetning av avløpsvannet som transporteres til renseanlegg eller en recipient. I enkelte avløpsanlegg kommer vannet i hovedsak fra boligfelt og er således i hovedsak sammensatt av spillvann fra husholdninger (sanitært avløpsvann). I andre tilfeller kan avløpet være sterkt preget av at det i tettstedet er industri, for eksempel et meieri eller en annen bedrift som slipper avløpsvann til det kommunale nett. I slike situasjoner kan vannets mengde og sammensetning i stor grad være preget av bedriften enn av tettstedet. I tillegg påvirkes avløpsvannet mengde og sammensetning av ulike typer nedbøravhengig "fremmedvann", for eksempel overvann, innlekkingsvann og infiltrasjonsvann, eller man kan ha "tap" av avløpsvann på grunn av utlekkning via utette avløpsledninger eller via overløp som trer i funksjon. Det betyr at avløpsvannets mengde og sammensetning også i stor grad vil være avhengig av nedbørsituasjonen, og at det kan være store variasjoner over relativt kort tid.

Nedenfor har man omtalt typisk sammensetning av kommunalt avløpsvann og eksempler på utsipp fra industri og annen virksomhet som har stor betydning for avløpsvannets sammensetning og/eller utslippsmengder.

3.1 Sammensetning av kommunalt avløpsvann

Spillvann fra husholdninger oppstår ved bruk av vann til alminnelige formål (matlagning, vask, oppvask, bad, klosett etc.) i husholdningen. Tilsvarende avløpsvann fra institusjoner, sykehus, skoler, servicevirksomhet og arbeidsplasser er også inkludert i dette begrepet. Målinger av vannforbruk som er gjort i områder der det er installert vannmåler, indikerer at vannforbruket i Norge normalt ligger i området 130 - 150 l pr. person i døgnet (l/p·d) og sjeldent overstiger 200 l/p·d. I tillegg utgjør infiltrasjons- og innlekkingsvann normalt en stor del av den totale avløpsmengden i Norge. Betydningen av dette vil være svært avhengig av blant annet tilstanden på ledningsnettet, grunnforhold, grunnvann, osv. Normalt tilsvarer imidlertid infiltrasjon/innlekkning ca. 200 - 300 l/p·d, avhengig av urbaniseringsgrad. Eventuelle industribidrag omtales i neste delkapittel.

I dimensjoneringsveiledningen (Norsk Vann, 2009) anbefales det å benytte verdier for spesifikk forurensningsmengde dersom man ikke har målinger som ikke tilsier noe annet. Verdiene for spesifikk forurensningsmengde er angitt i første kolonne i tabell 1.

Tabell 1. Veiledende dimensjoneringsverdier for spesifikk forurensningsmengde og eksempel på målte sammensetninger av norsk avløpsvann.

Parameter	Dimensjonerende verdier for spesifikk forurensningsmengde ¹⁾	Sammensetning av råvann ved 87 norske kjemiske renseanlegg ²⁾
	g · pe / d	g / m ³
Biokjemisk oksygenforbruk, BOF ₅	60	60 - 230
Kjemisk oksygenforbruk, KOF	120	170 - 660
Total fosfor, Tot P	1.8	2.7 - 7.7
Total nitrogen, Tot N	12	18 - 32
Suspendert stoff, SS	70	50 - 420

¹⁾ Norsk Vann, 2009. ²⁾ Modifisert etter Ødegaard, 1991.

I andre kolonne i tabell 1 er det angitt målt råvannssammensetning ved 87 kjemiske renseanlegg (modifisert etter Ødegaard, 1991). Verdiene viser at det kan være store variasjoner i sammensetningen. En mulig årsak til disse variasjonene kan være ulik kvalitet på ledningsnettet og dermed stor effekt av

Industritilknytning kan gi både høye belastninger på avløpssystemet og store variasjoner og avvik i typiske konsentrasjoner og sammensetning av avløpsvannet.

Avløp fra næringsmiddelindustri (slakteri, meieri, bryggeri, osv) er eksempel på industri som kan gi kraftig belastnings- og konsentrasjonsøkning, spesielt med hensyn til organisk stoff.

Andre industriavløp (petroleum, metallbearbeidende, farmasøytsk, osv) kan inneholde ulike for toksiske forbindelser som for eksempel tungmetaller (kadmium, bly, krom, kvikksolv, osv.), PAH, fenoler, ftalater, ulike mikroforurensninger, osv.

nedbørsituasjonen. Eksempel på beregnet effekt av nedbørsmengde og ledningsnettets tilstand på sammensetningen av avløpsvannet er vist i tabell 2. Et annet bidrag til forskjellene kan selvsagt være ulik grad av industriell tilknytning. Dette er nærmere omtalt i neste delkapittel.

Tabell 2. Beregnede konsentrasjoner (g/m³) for ulike situasjoner i et avløpssystem

Parametrer	Tørrvær		Mye nedbør	
	Godt ledn.nett	Dårlig ledn.nett	Godt ledn.nett	Dårlig ledn.nett
	1	2	3	4
BOF ₅	200	120	150	60
KOF	400	240	300	120
SS	233	140	175	70
Tot P	6,0	3,6	4,5	1,8
Tot N	40	24	30	12

¹ Forutsetter 100 l/p-d i infiltrasjon ² Forutsetter 300 l/p-d i infiltrasjon ³ Forutsetter 100 l/p-d i infiltrasjon + overvann tilsvarende 100 l/p-d ⁴ Forutsetter 300 l/p-d i infiltrasjon + overvann tilsvarende 700 l/p-d

3.2 Utslipp fra industri og annen virksomhet

I fag litteraturen finnes det oppgaver over industrielle avløpsmengder (for eksempel hydraulisk avløpsmengde pr enhet produsert) for ulike typer industri. Slike oppgaver bør imidlertid brukes med forsiktighet da det kan være svært store avvik og forskjeller fra disse. Dimensjoneringsoversikter over hydraulisk belastning fra hoteller, servicevirksomhet, institusjoner, osv er derimot mer pålitelige og kan finnes i dimensjoneringsveiledningen (Norsk Vann, 2009).

Industrielt avløpsvann skiller seg vanligvis vesentlig fra kommunalt avløpsvann. Dette har både å gjøre med at sammensetningen varierer fra industri til industri og at konsentrasjonsnivået i avløpsvann fra enkelte industrier er betydelig høyere og i andre betydelig lavere enn i kommunalt avløpsvann. Noen industriavløpsvann (for eksempel avløp fra næringsmiddelindustrier) inneholder i hovedsak de samme forurensningskomponenter som husholdnings avløp, dvs. organisk stoff og næringsstoffer, riktig nok i høyere konsentrasjoner. Slike avløpsvann kan vanligvis slippes inn på kommunalt avløpsnett og behandles sammen med husholdningsavløpet når man tar tilbørlig hensyn til den økte og variable belastningen. Eksempel på typisk konsentrasjonsnivåer i avløpsvann fra

næringsmiddelindustri (meieri og slakteri) er vist i tabell 3.

Tabell 3. Typiske konsentrasjonsnivåer i avløpsvann fra meierier og slakterier.

Parameter	Konsentrasjonsnivå (g/m ³)	
	Meierier	Slakterier
BOF ₅	900 – 1800	650 – 900
KOF	1500 – 4000	1200 – 2000
Tot. P	5 – 15	5 – 15
SS	200 - 1000	250 – 1000

Andre industriavløp (for eksempel avløp fra metallbearbeidende industri, farmasøytsk industri, petroleums industri, plast industri, osv) kan inneholde ulike toksiske stoffer (for eksempel tungmetaller, PAH, fenoler, ftalater, farmasøytske produkter, ulike organiske mikroforurensninger, osv). Slike industriavløp må rengjøres før det eventuelt slippes til kommunalt nett for ikke på skade prosessene i det kommunale renseanlegget. Det samme vil være tilfelle ved avrenning fra deponier, utslip fra ulike vaskeanlegg, osv.

I tillegg til utslip av toksiske forbindelser fra kommunalt avløp og industriavløp, kan det også være betydelige utslip av ulike toksiske forbindelser til vann via diffuse kilder som for eksempel fra luftforurensning, bil- og båttrafikk, tre- og andre impregnéringsprodukter, slamavrenning, deponi avrenning, osv. Mange toksiske forbindelser er farlige selv i svært lave konsentrasjoner. Siden det i en del tilfeller kan være vanskelig og/eller svært kostbart å fjerne disse ned til såpass lave konsentrasjoner, samtidig som diffuse kilder i liten grad lar seg rense, ønsker man i stor grad å begrense bruken av slike toksiske forbindelser. Eksempler på dette er bruken (og dermed også utslipsmengden) av tungmetaller som har avtatt markert siden 1995. Dette er illustrert i figur 2 og 3 for henholdsvis kadmium og bly.

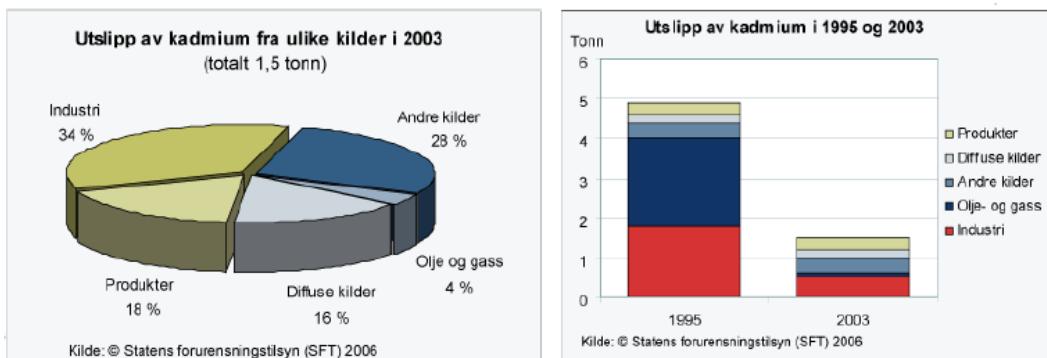
Utslipp av tungmetaller

Kadmium er svært toksisk, og er akutt giftig for både vannlevende organismer og pattedyr. I tillegg til å gi kronisk giftvirkning og være kreftfremkallende hos mennesker. Kadmium er også bioakkumulerende hos fisk og pattedyr, og har lang halveringstid i pattedyr. Kadmium brukes blant annet i oppladbare batterier og til overflatebehandling av enkelte produkter. Bruken og utslip av kadmium er imidlertid kraftig redusert siden 1995 (figur 2).

Forurensningsvirkning en som oppstår ved overbelastning med organisk stoff kalles sapprobiering. Dette skjer i vannforekomster ved at biologisk nedbrytbart organisk stoff brytes ned av mikroorganismer under forbruk av oksygen, og som gir vekst av nye organismer.

Konsekvensen av sapprobiering er at naturlige sammensatte organismesamfunn blir fortrentg av rent nedbrytersamfunn med slimete begroinger av bakterier, sopp og dyr som tåler svært lave oksygenkonsentrasjoner.

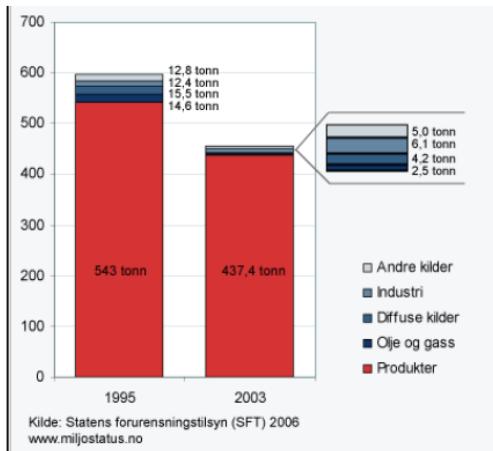
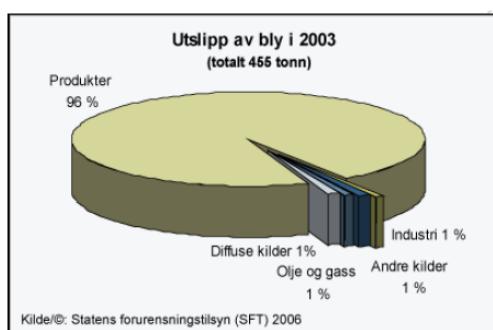
Høyt oksygenforbruk fører til oksygensvikt som er giftig for fisk og andre akvatisk organismer, og gir råtne forhold og lukt (for eksempel hydrogensulfid).



Figur 2. Utslipp av kadmium (Cd) fordelt på virksomhet i 1995 og 2003.

Bly er akutt giftig for vannlevende organismer og pattedyr, og gir kronisk giftvirkning selv i små koncentrasjoner. Forgiftning hos mennesker har nevrotokiske og immunologisk virkning, og kan gi fosterskader og skade på bloddannende system. Bly bioakkumuleres i fisk og pattedyr, og skiller langsomt ut av organismen. Den største blymengden i produkter i dag finnes i blybatterier og blyakkumulatorer. Brukte blybatterier og blyakkumulatorer samles inn og behandles som farlig avfall, og medfører derfor ikke vesentlige utslipp til miljøet. Tidligere var blybensin en stor kilde for blyforurensning, som

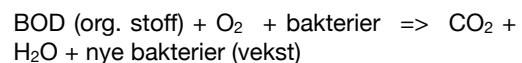
nå imidlertid er borte. Blyholdige produkter er i dag den desidert største kilden til blyutslipp. Eksempler på betydelige utslipp er blyhagl (forbudt siden 2005), annen ammonisjon, fiskeredskap og maling. Selv om det har vært nedgang i blyutslippet fra 1995 til 2003 (figur 4), er den relativt beskjeden på grunn av fortsatt utstrakt bruk av blyholdige produkter. Spesielt i forbindelse innføring av forbudet mot blyhagl sank imidlertid blyutslippet dramatisk, og i 2010 er utslippet sunket til ca 100 tonn/år. Andre eksempler på svært giftige tungmetaller er krom og kvikksølv.



Figur 3. Utslipp av bly (Pb) fordelt på virksomhet i 1995 og 2003.

4. VANNKVALITET OG FORURENSNING AV VANN

Forurensningsvirkningene som oppstår pga. overbelastning med organisk stoff kalles sapprobiering. I vannforekomstene vil biodegradérbart organisk stoff bli nedbrutt av mikroorganismer (primært bakterier):



Vi kan her se to konsekvenser av overbelastning av organiske stoff i et vassdrag:

Det natrulige sammensatte organismesamfunnet blir fortrentg av et rent nedbrytersamfunn med slimete, gråe begroinger av bakterier, sopp og dyr som kan klare seg med svært lave oksygenkonsentrasjoner. På engelsk kalles denne begroingen gjerne "sewage fungus" – kloakkorganismer.

Oksygenforbruket til organismene som lever på det organiske stoffet er stort, og kan føre til oksygensvikt i vannforekomsten dersom det tilføres mer organisk stoff enn det er oksygen til stede for å tilfredsstille den mikrobielle nedbrytingen av det organiske stoffet. Lavt oksygeninnhold kan gjøre det ulevelig for fisk og andre akvatisk organismer og oksygensvikt fører til råtne forhold og lukt, for eksempel dannelse av hydrogensulfid.

Overbelastning av næringssalter (fosfor og nitrogen) fører til uønsket algeoppblomstring som er uavhengig av organisk stoff. Algeoppblomstring kan gi mange uønskede virkninger i vannforekomsten som for eksempel:

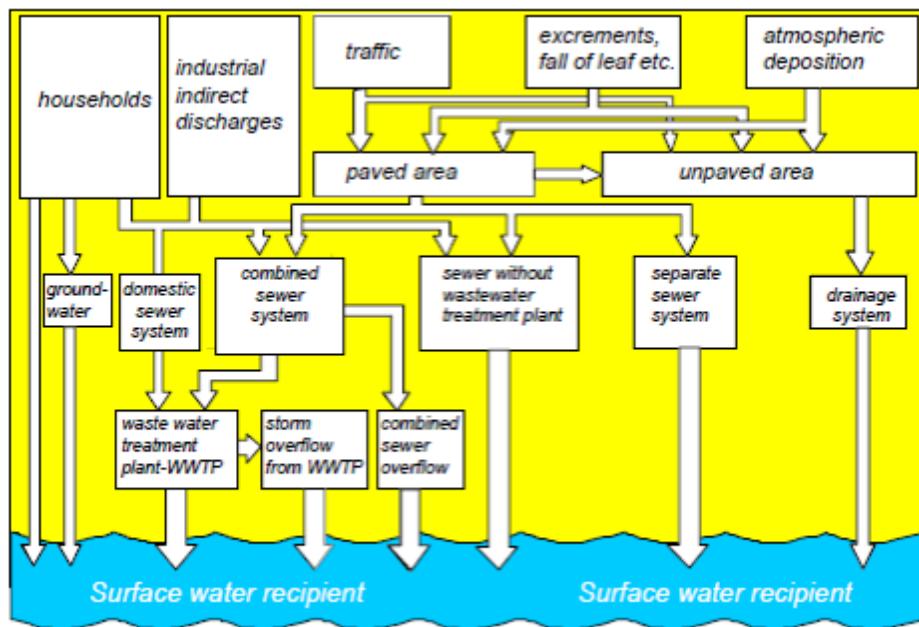
- Oksygenforbruk og oksygensvikt når algene dør og brytes ned av bakterier.
- Toksisk virkning idet mange alger skiller ut algetoksiner.
- Lukt og smak idet mange alger skiller ut stoffer som gir lukt og smak på vannet.
- Økt turbiditet siden alger er partikler.

Disse forhold kan gjøre vannforekomstene uegnet til en rekke formål; drikkevann, industri vann, rekreasjon, fiske etc.

Oksygensvikt forekommer primært i bunnlagene i innsjøer og fjorder, mens det er mer sjeldent i elver, spesielt i Norge der elvene normalt er hurtigflytende og oksygenrike. Mange store, langsomt flytende og sterkt forurensningsbelastede elver i mange land kan både ha uønsket vekst og oksygensvikt. Det viktigste tiltak for å forhindre slike tilstander er

å fjerne organisk stoff i avløpsvann før det slippes ut i vannforekomstene.

Overbelastning av næringssalter (fosfor og nitrogen) til en vannforekomst fører til uønsket algeoppblomstring. Algene kan være frittsvevende i frie vannmasser eller fastsittende på elvebunn eller strandsone. I urbane områder er det svært mange betydelige kilder for fosfor og nitrogen tilførsel til overflatevann. Dette er illustrert i figur 4.



Figur 4. Tilførsel av fosfor og nitrogen til overflatevann i urbane områder.

Alger er fotosyntetiske organismer, dvs. at de bruker solen som energikilde og CO₂ som karbonkilde og er altså uavhengig av organisk stoff for sin vekst som da styres helt av tilgangen på næringsstoffer. Både fosfor og nitrogen kan være begrensende for algeveksten, men stort sett er det slik at:

- fosfor er begrensende næringsstoff i ferskvann
- nitrogen er begrensende næringsstoff i saltvann

I fjorder (med mer eller mindre brakkvann) kan man finne at fosfor er begrensende i deler av året og nitrogen i andre deler av året. Slik er det for eksempel i Oslofjorden.

Algeoppblomstringer kan gi mange uønskede virkninger i vannforekomsten:

- Oksygenforbruk når algene dør og brytes ned av bakterier (algene består av organisk stoff)

- Toksisk virkning idet mange alger skiller ut algetoksiner
- Økt turbiditet idet algene jo er partikler
- Lukt og smak idet mange alger skiller ut stoffer som gir lukt og smak på vannet

Typiske vannkvaliteter og effekter av forurensning er nærmere beskrevet i selve forelesningsfilene (dvs kopi av powerpoint filene fra forelesningene). Disse forelesningsfilene bør derfor konfereres.

Dette notatet er forfattet av Stein W. Østerhus, Professor ved Institutt for vann- og miljøteknikk.



Forelesningsnotat Nr. 11 - Professor Sveinung Sægrov

Drift, vedlikehold og fornyelse av ledningssystemet for vann og avløp

Formålet med dette notatet er å gi introduksjon til forvaltning av ledningsnett for vann og avløp.

Du skal ha lært:

- Utfordringer ved VA-ledningsnett
- Hvordan planlegge fornyelse
- Hvordan bygge ledningsanlegg
- Egenskaper ved materialer og fornyesesmetoder

1. INNLEDNING

Dette kapitlet om drift, vedlikehold og fornyelse av ledningsnett for vann og avløp handler om hvilke krav vi skal sette til ledningsnettet og hvilke muligheter vi har til å oppfylle kravene. Kapitlet går inn på metoder for å måle og analysere tilstand og fornyelsesbehov, materialer og utførelsesmetoder for bygging av nyanlegg og for renovering av eksisterende anlegg.

1.1 Krav til ledningsnett

Det overordnede kravet til vannledningsnettet er å levere vann med god kvalitet uten avbrudd. En rekke forhold kan forstyrre dette. Brudd på ledninger eller nødvendig vedlikeholdsarbeid kan gjøre det nødvendig å stenge ned deler av nettet. Korrosjon eller partikkeltransport i nettet kan føre til brunfarget vann i tappekransen.

Tilsvarende er det overordnede kravet til avløpsnettet å transportere spillvann fra husholdninger til renseanlegg uten ulemper for befolkningen og til overvannsnettet å transportere overvann til nærmeste recipient uten ulemper. Slike ulemper kan være oversvømmelser på grunn av brudd på ledninger eller forurensede utslipper til sårbarer resipienter på grunn av overbelastning i fellessystem. Ulike forhold kan medføre redusert vannføringskapasitet for ledningene med påfølgende problemer.

Krav til ledningsnett kan måles ved hjelp av såkalte funksjonsindikatorer som er relative størrelser for å sammenligne ulike områder i en by eller ulike byer. Indikatorer brukes mye til sammenligningsstudier mellom kommuner, såkalt "benchmarking" for å analysere hva

som kan oppnås ved "beste praksis". Eksempler på funksjonsindikatorer er:

- Funksjonsindikator vann: brudd/ km ledning, klager på vannkvalitet/1000 innbyggere, reparasjonskostnader pr km ledning etc.
- Funksjonsindikator avløp: tilstopninger/km ledning, overløpsdrift/renset vannmengde

Et godt ledningsnett skal sikre tilfredsstillende funksjonsevne og lave kostnader til vedlikehold og reparasjoner i et langt perspektiv (over 100 år). God forvaltning med hensyn til materialer og utførelse har som formål å sikre gode og langsiktige løsninger og å etablere et forsvar mot billige mindreverdige løsninger og materialer.

Ledningsmaterialene som brukes i dag er generelt gode i seg selv, og utfordringene ligger i minst like stor grad på utførelsen. På generelt grunnlag kan man si at noen materialer har mindre toleranse for feil i utførelsen enn andre. Derfor er sårbarhet i samspill mellom materiale og utførelse viktig. Den mest robuste løsningen mht utførelse skal generelt foretrekkes.

God forvaltning av ledningsanlegg krever dokumentasjon av anleggene. Dette bør også inkludere materialkvalitet og viktige materialegenskaper. Det må stilles krav til produsenter at viktige materialegenskaper kan oppgis. Vi må forvente større oppmerksamhet mht behandling av utfasete ledningsanlegg i framtiden. Ofte blir utfasede anlegg liggende i bakken, men noen strekninger må forventes å bli gravet opp. For slike ledninger kan det bli stilt krav mht gjenbruk og evt. å forhindre forurensning ved destruksjon.

1.2 Fornyelse av eksisterende ledningsnett

Fornyelse av den eldste delen av det eksisterende ledningsnettet vil være en stor utfordring i tiårene som kommer. I Norge finnes ca 50.000 km vannledningsnett og en noe større lengde spillvann og overvannsnett. Ca en tredjedel av dette er bygget med teknologier for utførelse og med materialkvaliteter som ikke er akseptable i 2010. De eldste ledningene er utsatt for nedbrytning, først og fremst på grunn av korrosjon på vannledninger.

Trender i tiden og sannsynlige framtidsscenerier medfører endrete krav til ledningssystemene. Byene er forventet å vokse med 20-30 % i løpet av de neste 20-30 årene. Klimaendringer er ventet å føre til mer intense regnskyll og etterfølgende avrenning. Både urbanisering og avrenning medfører behov for økt kapasitet for vanntransport i ledningsnett. Økte krav til minimalisering av energibruk vil påvirke de tekniske løsningene som velges.

Det vil koste over 50 milliarder kroner å fornye de eldste delene av ledningsnettet som teknisk er gått ut på dato. Dette er ikke mulig å gjennomføre i løpet av få år. Men det er heller ikke forsvarlig å overføre disse investeringene til framtidige generasjoner. Det er derfor nødvendig å øke fokus på fornyelse av VA – nettene gjennom gode planer og metoder for analyse av tilstand og funksjonskrav og gode tekniske løsninger for selve anleggsarbeidet.

1.2.1 Historikk

1.2.1.1 Anleggsutførelse historikk

Vann og avløpsledninger slik vi kjenner dem i dag er bygget etter 1850. De første kravene til utførelse ble stilt etter 1900 da ledningene ble utsatt for last fra biler og trikker. De første metodene for beregning av ytre last på ledning stammer fra denne tiden, og tok hensyn til dybden av ledningen og friksjonen i gjenfyllingsmassene. Noe senere ble det utviklet modeller for belastning fra kjøretøy (Moser et al 2001) og for belastning på fleksible rør (Spangler 1982). De senere årene er det utviklet empiriske modeller og metoder basert på elementanalyse for nøyaktig beregning av virkninger av ytre last (Ekbäck 1983, Vaslestad 1992))

Inntil andre verdenskrig ble ledningsgrøfter håndgravet og nøyaktig tilpasset med utsparinger for ledningsmuffer. Fra ca 1950 ble grøftene gravd med maskin. Dette medførte dypere og bredere grøfter. Enkelte steder ble ledningene lagt på sviller og generelt ble det brukt stedlige masser, av og til tippet i grøfta fra lastebil. Virkning av utførelse på ytre belastning på ledninger var generelt lite kjent og kontrollen på anleggene sporadisk. Ledninger bygget i perioden fra 1950 til 1970

har derfor ofte mange feil som brudd på vannledninger og brudd eller setninger på avløpsledninger (Sægrov 1992).

Innvendig TV inspeksjon av rør ble tilgjengelig fra 1970 og ble snart et sentralt hjelpemiddel i kontroll av nye anlegg. Rapportene fra slike undersøkelser var også viktig ny kunnskap om tilstand på ledningen og var foranledning til større oppmerksamhet omkring måten ledningsanleggene ble bygget. Det ble stilt krav om kvaliteten på gjenfyllingsmasser (friksjonsmasser, gjerne knust materiale med definert gradering). Det ble også stilt krav om lagvis komprimering med definert utstyr og om ”losgjort fundament” for å hindre konsentrasjon av lasten på rørets nederste del.

De senere årene er oppdragsgivers kontroll i stor grad erstattet med utførendes egenkontroll. Det er observert mange feil på nye ledninger, vesentlig som setninger. Det er derfor fortsatt behov for forbedring i regler og praksis for anleggsutførelse.

1.2.1.2 Rørmaterialer historikk

Vannledninger

Vannledninger ble fra 1850 årene bygget med rør av grått støpejern støpt horisontalt i sandformer. Etter hvert ble produksjonen forbedret og fra ca. 1920 ble rørene støpt vertikalt i roterende former. Dette ga en jevnere (og derfor noe mindre) veggtykkelse (Oddevald og Hansen 2004). Seige støpejernsrør kom på markedet ca 1960 og kunne støpes med vesentlig mindre veggtykkelse enn forløperne. Etter hvert viste det seg at korrosjon var et stort problem, det føgte til brudd på rør av grått støpejern og gjennomtæring på rør av seigt støpejern. Fra 1970 ble derfor rør av seigt støpejern beskyttet med innvendig belegg av cementmørtel og etter hvert også utvendig med påføring av et sink- og etter hvert kombinert sink/aluminiumbeleggulike eller ulike typer plastbelegg.

Asbestementrør ble brukt i en periode fra 1960 til 1985. Dårlig leggeteknikk og nedbrytning av rørene har ført til mange skader. Rør av asbest ble forbudt ca 1985 på grunn av sykdomsrisiko ved produksjon og reparasjon av disse rørene.

Fra ca 1970 har rør av termoplast (PVC, PE og PP) dominert for små og mellomstore diametre. Rør lagt i de første årene har vært utsatt for bruddskader. Materialene har blitt mer motstandsdyktige mot brudd og ledninger lagt etter ca 1980 har hatt få skader.

For store dimensjoner har armert betong, støpejern, stål og glasfiberarmert polyester blitt brukt. Generelt er det få feil på disse ledningene, men en spesiell type betongrør,

Hva påvirker fornyelsesbehovet?

- Urbanisering
- Aldring av ledningsnett
- Lover og reguleringer
- Klimaendringer
- Kundenes forventninger til tjenestenivå

- Ledningsnettet er bygget siden 1850
- Dokumentasjon i kartbasert register med egenskaper og driftsdata

Premo, har hatt en rekke skader på enkelte anlegg bygget på 1950 og 1960-tallet.

Avløpsledninger

De eldste avløpsledningene (1850-1910) ble bygget av importerte teglrør. Disse var motstandsdyktige mot kjemikalier, men siden materialet var sprøtt fikk disse anleggene mange skader.

De første betongrørfabrikkene i Norge ble grunnlagt i 1890 årene og den første kjente betongavløpsledningen er fra 1896 (Oslo). Betongrør ble produsert i alle landsdeler og normer for styrke og produksjon ble etablert allerede i 1909. Den økte belastningen på dypere og bredere ledningsanlegg etter andre verdenskrig førte til behov for stertere rør, og nye normer i 1970 tredoblet styrken. Rør lagt før denne endringen og med manglende kunnskap om bygging er meget utsatt for feil.

Rør av PVC er brukt fra 1960-tallet. De første 10 årene førte manglende kunnskap ofte til deformerte rør ved selvfallsledninger og til brudd på pumpeledninger.

Øket styrke på alle rørmaterialer, kunnskap om belastninger på rør og bedre utførelse fører til at feil er mer sjeldne i dag.

1.2.2 Viktige begreper ved fornyelsesplanlegging

De siste 10 årene er det drevet et omfattende internasjonalt samarbeid om utvikling av prinsipper for drift, vedlikehold og fornyelse av vann og avløpsnett. I dette arbeidet er det laget noen begreper som også henspiller på arbeidsmetoder:

- ***Asset Management: Process for maintaining a desired level of customer service at the best appropriate level.***
- ***Risk management: Process to minimize the probability of undesired events and their consequences***
- ***Information management: Process to optimize information flow within an organization***
- ***Performance assessment: Method to measure the level of achievement of defined goals for service***

1.2.3 Informasjon om ledningsnettet

Det er nødvendig å basere fornyelsesplanlegging på mest mulig sikker informasjon om egenskaper og tilstand for ledningene. De viktigste informasjonskildene er ledningsregister og inspeksjoner.

Et kartbasert ledningsregister inneholder informasjon om ledningens **egenskaper**, typisk diameter, materiale, anleggsår og **driftsdata**, typisk brudd og lekkasjer på vannledninger, vannføringsstopp og kollaps på avløps-

ledninger. Basen kan også inneholde informasjon om frakobling av ledning og være tilknyttet databaser fra inspeksjon av ledningene. I Norge brukes systemet Gemini VA av svært mange kommuner. Det er viktig at ledningsregisteret er organisert slik at alle saksbehandlere i en kommune har tilgang på den samme og mest mulig oppdaterte versjonen av ledningsregisteret. Manglende oppdatering og feil informasjon kan være et problem, men dette kan løses ved gode rutiner innad i kommunens administrasjon.

Inspeksjon av avløpsledninger med TV kamera har vært vanlig i nesten 40 år, og teknikken er stadig forbedret med større bildemessig opplosning, bedre lys og bruk av digital teknikk. Det er derfor mulig å studere utvikling av sprekker og mindre feil på rør og å angi riktig tilstand med større sikkerhet enn tidligere. Det er laget systemer for enhetlig rapportering av observerte feil og for omregning av disse til en tilstandskategori (Norsk Vann 2007), se også avsnitt 5.2.1. TV inspeksjon av rør er en meget viktig for å få et best mulig beslutningsgrunnlag for prioritering av fornyelse og for valg av teknologi til fornyelse.

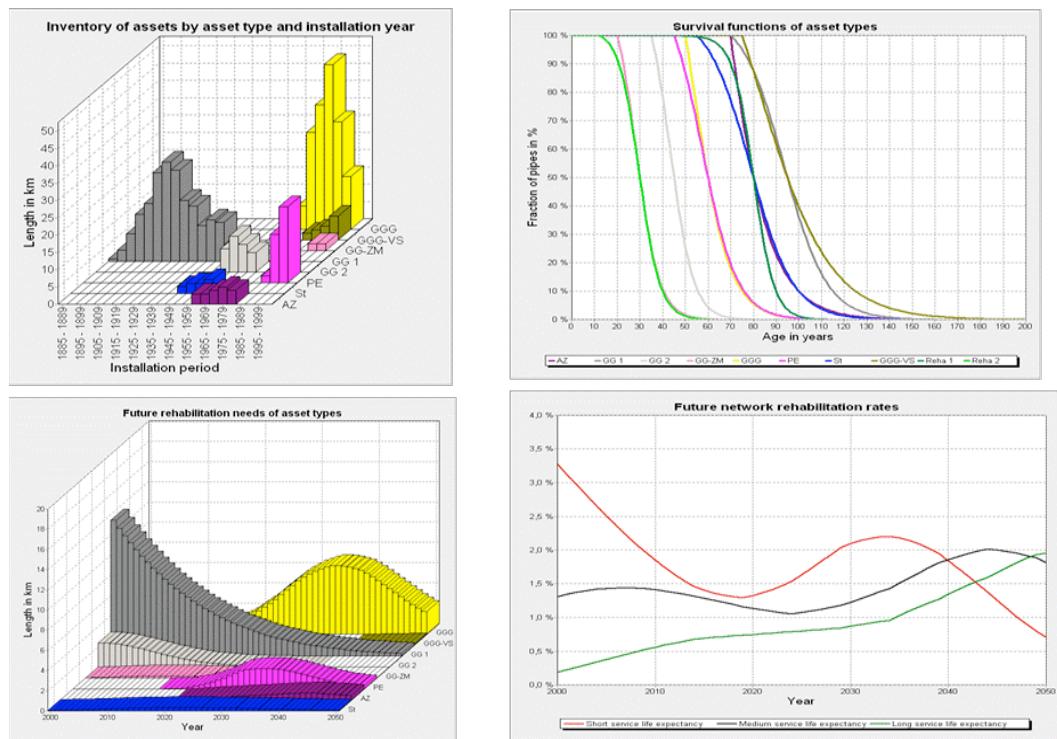
I den senere tiden har det også kommet utstyr på markedet som muliggjør inspeksjon av vannledninger (metalliske rør) og måling av deres gjenværende veggtykkelse (Vangdal 2009). Dette er meget viktig for å få en mer presis måling av blant annet påvirkning av korrosjon på rørene.

1.2.4 Strategier for fornyelsesplanlegging

Vi deler ofte fornyelsesplanlegging inn i tre stadier eller nivåer: Strategisk planlegging (langtidsplanlegging), taktisk planlegging (prioritering av prosjekter) og operativ planlegging (valg av teknologi). Disse tre nivåene gjentas regelmessig og gir en logisk helhet i planleggingen.

Strategisk planlegging

Dette er planlegging på ledelsesnivå, og har som mål å trekke de lange linjene og gi de overordnede prioriteringene. Dette kan være for å øke sikkerheten i vannforsyningen eller å redusere farene for oversvømmelser på avløpsnettet. Planleggingen bygger ofte på brukerundersøkelser og på beregnede indikatorer for tilstand og kostnader. I tillegg er det nyttig å gjennomføre levetidsberegninger for vann og avløpsnettet, basert på anleggsår, materialbruk og observerte feil. Internasjonal forskning har tatt fram metoder for beregning av funksjonsindikatorer og for levetidsanalyser, eksemplifisert ved EU-prosjektet CARE-W og vist i Figur 1.1.



Figur 1.1: Beregning av levetid og fornyelsesbehov med CARE-W. (Sægrov 2004)

- Øverst til venstre: fremstilling av eksisterende ledningsnett som grupper definert av leggeår og materialer.
- Øverst til høyre: Levetidskurver for ledningsgruppene.
- Nederst til venstre: Beregnet fornyelsestidspunkt for gruppene.
- Nederst til høyre: Beregnet samlet rehabiliteringsbehov for optimistisk, pessimistisk og gjennomsnittlig scenario.

Fornyelsesplanlegging

- Strategisk:
Overordnede mål og finansiering
- Taktisk:
Rangering av prosjekter
- Operativt:
Valg av teknologi

Taktisk planlegging

På bakgrunn av anbefalingene fra den strategiske planleggingen gjennomføres undersøkelser av hver enkelt ledning for å kartlegge flaskehalsar i nettet med hensyn til vannføringskapasitet og styrke. Det er viktig at hydrauliske og strukturelle modeller er tilgjengelige for disse analysene. Det er ønskelig å inkludere resultater fra inspeksjon av ledningene i modellene for vannføringskapasitet for beregning av hydraulisk ruhet i ledningene. Det er også ønskelig å inkludere data om brudd og lekkasjer fra ledningsregisteret i modellen for beregning av sannsynlighet for fremtidige strukturelle feil.

Beregning av leveringssikkerhet for vannforsyningssett bygger på en ordinær analyse med en hydraulisk modell supplert med en rutine som beregner konsekvensen av feil på hver enkelt ledning. Feil på en ledning er forbundet med en såkalt hydraulisk kritikalitetsindeks (HCI), som uttrykker hvor mye samlet vannleveranse påvirkes når en ledning må stenges ned, se likning 1.1:

$$HCI = (Q_{total} - Q_{utkoblet}) / Q_{total} \quad (1.1)$$

I likningen er:

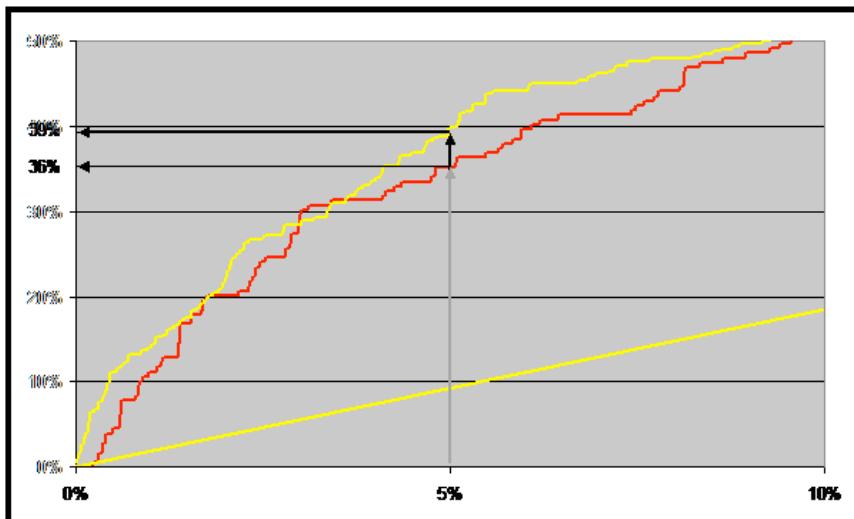
Q_{total} = samlet vannleveranse til område,

$Q_{utkoblet}$ = leveranse etter at den aktuelle ledning er utkoblet

Beregning av feilsannsynlighet bygger på avanserte statistiske analyser og observerte feil kombinert med egenskaper for ledningene.

Figur 1.2 viser eksempel på prediksjon av feil for en by som er studert i CARE-W prosjektet.

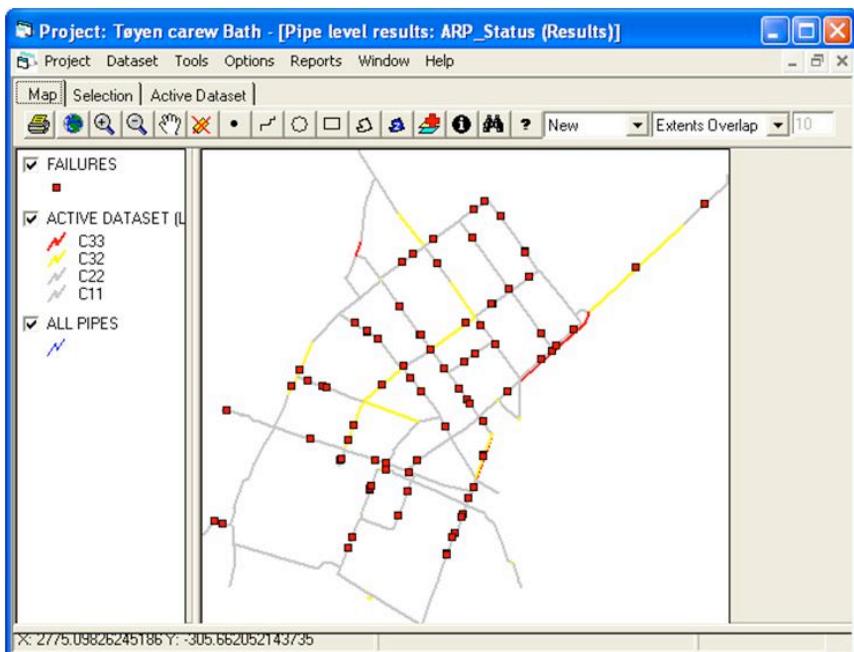
Det er en rekke forhold som vil medvirke til beslutninger om fornyelsesprosjekter. Dette kan være andre infrastrukturtillegg som bygges, spesiell risiko, problemer med vannkvalitet eller spesielt høye driftskostnader. Det er utviklet algoritmer for en flerkriterieanalyse, slik at en systematisk beregning med valgte vekter for de forholdene som tas med i betrakting kan gjennomføres.



Viktige kriterier for fornyelse:

- Feilhypighet
- Leveringssikkerhet i vannforsyning
- Forrensningsutslip fra avløpsnett

Figur 1.2: Prediksjon av feil. Forventede feil (vertikal akse) er koncentrert om en liten andel av nettet (horisontal akse), f eks 39% av feilene på 5% av nettet i denne spesielle byen, fra CARE-W (Sægrov 2004)



Figur 1.3: Flerkriterie planlegging: Kart med fargekoder for prioriterte prosjekter (rød 1 prioritet gult 2 prioritet. Fra CARE-W, Sægrov 2004)

Operasjonell planlegging av fornyelse

Når det bestemt at et prosjekt skal gjennomføres må den best egnede teknologi velges. Dette vil være avhengig av:

- Om det er nødvendig å øke vannføringskapasiteten
- Om det er nødvendig å tilføre styrke til ledningen
- Om det er nødvendig å fornye hele eller bare deler av ledningen

Gategrunn er en felles arena for rør og kabler som betjener ulike typer infrastruktur. Det er i

økende grad trangt om plassen, og ofte dyrkt og komplisert å grave opp for et nytt anlegg. Bruk av eksisterende rør med ulike renoveringsteknikker er vesentlig mer miljøvennlig og ofte den eneste praktisk mulige løsningen. Alternativt kan punktvis rehabilitering fungere når fornyelsesbehovet er begrenset i utstrekning. Nye teknikker gjør det mulig å øke diameteren betydelig uten graving. Eksisterende rør kuttes og presses ut og kan gi stort nok tverrsnitt til inntrekking av ny større ledning.

Renoveringsmetoder deles i tre kategorier:

Teknologi bestemmes av:

- Om kapasitetsøkning er nødvendig
- Om styrke til ledningen må tilføres
- Hvor stor del av ledningen som må fornyes

- **Strukturelle metoder.** Dette er metoder som tilfører styrke og har en egenstyrke på nivå med nye ledninger. Gammel ledning trenger ikke ha noen reststyrke. Ved inntrekking av rør "sliplining" brukes ofte ledninger med full styrke.
- **Semistrukturelle metoder.** Dette er teknikker som tilfører noe styrke, men som forutsetter noe reststyrke hos gammel ledning. Polyesterstrømper for renovering av avløpsledninger er ofte semistrukturelle.
- **Ikke-strukturelle metoder.** Dette forutsetter at styrken er intakt på gammel ledning. Metodene brukes for å stoppe korrosjon og redusere innvendig ruhet. Påføring av belegg som epoksy eller polyuretan (PU) regnes som ikke-strukturelle metoder.



Figur 1.4: Fra undervisning i rehabiliteringsmetoder for VA-ledningsnett ved NTNU 2010. Foto: A Hansen/S Sægrov

2. MATERIALER FOR VANN OG AVLØPSLEDNINGER

I dette kapittelet belyses tekniske og mekaniske egenskaper ved de mest brukte materialene. Alle materialer er velegnet i de fleste situasjoner, men noen har situasjonsbestemte fordeler framfor de andre, og samtidig er det situasjoner som gjør dem mindre egnet.

Mekaniske egenskaper for rørtyper

De mekaniske egenskapene til rørmateriale kan deles i:

- elastisk og viskoelastisk
- seig og "spro"

De elastiske egenskapene omhandler forholdet mellom spenning i rørmaterialet og den samsvarende tøyningen, som vist i figur 2.1.

Elastiske materialer har en entydig sammenheng mellom spenning og tøyning, dvs. et lineært forløp ved på og avlastning. Stål og støpejern er eksempler på elastiske materialer. E-modulen er i dette tilfellet konstant.

Viskoelastiske materialer vil øke deformasjonen over tid ved konstant belastning (krypning, siging). Spenningen i rørveggen vil avta over tid hvis tøyningen holdes konstant (relaksasjon). Dette er egenskaper som er praktisk viktige også for vann og avløpsnett, bla ved at spenningen til en viss grad vil avta over tid etter at en avløpsledning er lagt, evt. at materialet vil sige noe etter konstruksjonen. Termoplast (PVC, PE, PP) er viskoelastiske. E-modulen avtar over tid for disse materialene.

Om et materiale har en seig eller spro karakter kan beskrives av potensiell sprekkvekst. Sprekkvekst kan oppstå hvis spenningen i rørveggen overstiger en kritisk grense som blant annet avhenger av materialets bruddseighet. Rør av grått støpejern og eldre rør av PVC har relativt lav bruddseighet og dermed lav kritisk grense for rørspenning før sprekkvekst kan forekomme. Seigt støpejern, PE og moderne PVC er eksempler på rørmateriale som har en høy bruddseighet og derved er lite utsatt for sprekkvekst. Sprekkvekst er nærmere omtalt i avsnitt 3.3.

I tillegg til bruddseigheten er sprekkvekst også avhengig av at det er en sprekkanviser som et riss i overflaten. Derfor er også behandlingen av rør under transport og legging viktig.

Ringstivheten er en viktig parameter for beskrivelse av ledningens styrke. Definisjonen av ringstivhet er vist i likning 2.1:

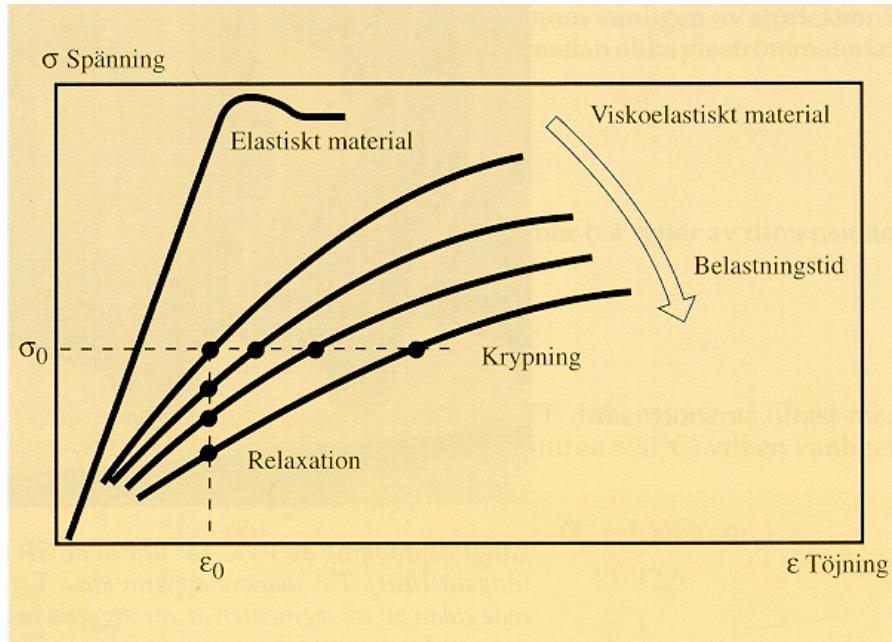
$$S = \frac{E}{12} \cdot \left(\frac{s}{D} \right)^3 \quad (2.1)$$

Her er:

E = elastisitetsmodulen (MPa)

s = vegtykkelsen

D = diameter



Figur 2.1: Sammenheng mellom spenning og tøyning, elastisk og viskoelastisk materiale (Nordiska Plastrørgruppen 1999).

Rørets mekaniske egenskaper bestemmes av om materialet er:

- elastiske eller viskoelastisk
- sprøtt eller seigt

Det opereres med korttids og langtids ringstivhet. Korttids ringstivhet er beregnet på grunnlag av målt E-modul ved belastning i 3 minutter, men langtids ringstivhet er beregnet med E modul fra akselererte forsøk der 50 års belastningstid er modellert. Korttids ringstivhet er avgjørende for hvordan ledningen skal oppføre seg ved belastninger den første tiden etter at anlegget er utført, mens den lavere langtids ringstivheten er avgjørende for evt. deformasjon etter langtids lastpåvirkning (flere år).

SDR verdien, dvs. forholdet mellom veggtykkelse og utvendig diameter brukes ofte som mål for materialets styrke. Når SDR er gitt for et gitt materiale, er også ringstivheten bestemt.

2.1 Viktige egenskaper for materialer i ledningsnett

En rekke faktorer er viktige egenskaper for materialer i ledningsnettet, bl.a.:

1. Teknisk

- Korrosjonsbestandighet
- Motstand mot slitasje (gjelder avløp)
- Statiske og dynamiske lastforhold (et rør som brukes i områder uten stor overdekning og trafikklast, behøver ikke å være like sterkt som et rør som legges i en urban sentrumsgate)
- Omliggende massers kjemiske og fysiske egenskaper, spesielt ved dårlige masser som myr eller ved legging under grunnvannsstanden

- Evt. trykk og/eller undertrykk, spesielt for trykkledninger
- Styrke og fleksibilitet
- Evne til å motstå endringer i last (for eksempel på grunn av endringer i grunnvannsnivå eller endringer i jordlast på grunn av erosjon)
- Brennbarhet

2. Anlegg og drift

- Rutiner for lossing, mottakskontroll, lagring
- Nødvendig utstyr for installasjon
- Transport og legging, og motstand mot påkjenninger under disse operasjonene
- Vekt og håndterbarhet
- Reparasjon, drift og vedlikehold (for eksempel hvor godt et materiale tåler høytrykksspyling)
- God tilgang på deler, kompatibilitet med eksisterende løsninger
- Skjøtmetoder
- System for senere tilkobling av stikkledninger (mange feil på ledningsnettet er knyttet til dårlige utførte tilkoblinger av stikk både ved tilkobling ved nyanlegg, men også senere tilkoblinger)

3. Kvalitet og pris

- Helhetsvurdering av kvalitet som inkluderer alle komponenter (ikke bare rør)
- Økonomiske forhold og pris, både på kort og lang sikt
- Tilgjengelighet

- Leveringssikkerhet
 - Dokumentasjon og leggeanvisninger
4. Vannføringskapasitet
- Hydrauliske egenskaper nyt rør
 - Utvikling av hydrauliske egenskaper over tid (pga slitasje, nedbrytning mm.)

Faktorene i lista må ses i sammenheng når man velger materialer til avløpsnett. Vanligvis blir innkjøpsprisen vektlagt veldig høyt.

Rørprisen utgjør i Norge vanligvis kun ca 6-8 % av løpemeterprisen for et prosjekt, og det er derfor hensiktsmessig å vurdere andre kriterier, som til syvende og sist også er med og påvirker den totale kostnaden gjennom rørets levetid.

Tabell 2.1 og 2.2 gir en oversikt over de viktigste materialer bruk i vann og avløpsanlegg i Norge.

Tabell 2.1: Rørmateriale til vannledningsnett

Materiale	Tidsrom for bruk	Egenskaper
Asbestsement	1950-1980	Enkelte produkter utsatt for nedbrytning,
Betong armert	1950-1990.	Sterkt Normalt god korrosjonsbestandighet Enkelte produkter utsatt for nedbrytning
Termoplast trykkrør PE PP PVC	1965-d.d. 1965-d.d	Svært lette, fleksible Stort sett god korrosjons/ slitasjebestandighet Hydraulisk glatt overflate, i noen tilfeller bedre enn andre materialer
Konstruerte plastrør GRP	1980 – dd.	Sterke Lette God korrosjonsbestandighet
Støpejern Grått Seigt	1850 -1970 1960-d.d.	Sterkt Trenger korrosjonsbeskyttelse

Viktige rørmaterialer:

- Asbestsement brukes ikke for nyanlegg lenger
- Betong for store vannledninger og for avløpsledninger
- Støpejern må korrosjonsbeskyttes
- Termoplast, mange rørtyper tilgjengelig

Tabell 2.2 Rørmateriale til avløpsanlegg

Materiale	Tidsrom for bruk	Egenskaper
Betong Uarmert < 600 mm Armert > 599 mm	1895-d.d.	Sterkt (gjelder rør produsert etter 1970) Normalt god korrosjonsbestandighet
Keramisk	1850-1920 og 1960-1970	Svært bestandig overfor de fleste kjemiske påvirkninger Sterkt
Termoplast PE PVC	1965 – dd. Trykkledninger 1960 – dd. Trykk- og selvfallsledninger	Svært lette, fleksible Stort sett god korrosjons/ slitasjebestandighet Hydraulisk glatt overflate, i noen tilfeller bedre enn andre materialer
Korrugerte rør	1990 – dd.	Lette

2.2 Materialer for renovering av ledninger

Med renovering menes alle metoder som benytter eksisterende ledning til å forbedre ytelsen ved installasjonsmessige tiltak, men ikke drift og vedlikehold. Renoveringsmetodikk er beskrevet i ulike rapporter og databaser, bl.a. i SSTTs no-dig håndbok (SSTT 2002). Aktuelle metoder for rehabilitering av vann- og avløpsledninger er vist i tabell 2.3

2.2.1 Utblokking og inntrekking med PE

PE rør brukes ved inntrekking i eksisterende rør, evt. etter forutgående knusing eller skjæring av vertrsøret. Før inntrekkingen

legges røret på bakken i ferdig lengde. Under inntrekkingen kan røret få skader på overflaten ved kontakt med ujevnheter på bakken eller skarpe kanter på vertrsøret. Det kan oppstå rifter som i prinsippet kan vokse til brudd. Dette løses på to måter; ved å øke veggtykkelsen eller ved å bruke PE rør med utvendig PP kappe. I det siste tilfellet beskytter PP kappen PE røret, og eventuelle sprekker vil ikke passere overgangen mellom de to materialene. Det er ingen standardiserte krav til maks sprekkedybde, men for rør med PP-kappe gjelder det at kappa kun er der for å beskytte, og riper som ikke går inn i PE-materialet vil således være akseptable.

Tabell 2.3: Oversikt over renoveringsmetoder for vann og avløpsledninger

Ikke-strukturelle metoder	Innvendig punktrepasjoner og reparasjon av skjøter
	Injisering, Fill and Drain (avløp)
	Påføring av plastbelegg (bla. polyuretan)
Semi-strukturelle metoder	Foring med tynnvegget strømpe (avløp)
	Inntrekking av tynnvegget rør (kontinuerlige, avløp)
	Inntrekking av modifiserte PE-rør (tynnvegget, vanligvis sammenbrettet rør)
Strukturelle metoder	Foring med tykkvegget strømpe
	Inntrekking av tykkvegget rør (kontinuerlige)
	Inntrekking av modifiserte PE-rør (tykkvegget, vanligvis diameterreduserte rør)
	Innføring av korte trør
	Utblokking/rørknusing
	Styrt boring, rørpressing ¹⁾

¹⁾Regnes ikke som renovering da eksisterende ledning ikke benyttes

Renoverings-metoder:

- Utblokking og inntrekking av PE
- Innføring av strømpe

2.2.2 Polyesterstrømpe

Strømpe er pr i dag den mest aktuelle metoden for renovering av avløpsanlegg, men tykkvegget strømpe har også blitt benyttet for vannledninger. Det fins byer hvor inntil 90 % av all utskifting av avløpsnett skjer med strømpe. I regi av Norsk vann ble rapporten "Strømpeføring for vann og avløpsledninger" utarbeidet, og det ble det gjort en erfearingsinnsamling i Norge, med strømper installert helt tilbake til 25-30 år siden. Denne viste at omtrent ingen strømper har hatt problemer etter at de først er installert korrekt. Dette indikerer at metoden er sikker, selv om det må regnes som et usikkerhetsmoment at røret "produseres" under bakken med forhold som er vanskeligere å kontrollere enn på fabrikk. Det har vært noen dårlige erfaringer i forbindelse med påkoblinger, da strømpens styrke blir svekket der det freses opp et hull for gjenåpning av stikkledninger. Erfaring og kompetanse hos entreprenør er avgjørende.

Strømpen består av et teknisk (filtstrømpe) evt. glassfiberforsterket (glassfiberstrømpe) som blir impregnert med en organisk væske. Impregneringen skjer like forut for inntrekkingen og strømpen venges inn i ledningen som skal renoveres før den herdes i ledningen. Herdingen foregår ved UV stråling eller varme (luft/vann), og disse vurderes som likeverdige med hensyn til det endelige resultatet. Den viktigste forskjellen mellom filt- og glassfiberstrømpe er at sistnevnte har en betydelig høyere E-modul og at en mindre vegtykkelse er nødvendig for å bygge en gitt rørstivhet (SSTT 2002).

Det har vært diskutert hvilken ringstivhet som bør anbefales for anlegg der strømpe er brukt.

I mange tilfeller vil det eksisterende røret ta opp vesentlige deler av belastningen, men i noen tilfeller vil skader på vertrsøret gi betydelige punktlaster på strømpen. Kravet til ringstivhet og dermed tykkelse på strømpen avhenger derfor av tilstanden på det opprinnelige røret. Vanlige verdier for ringstivhet på strømpe til renovering av avløpsledninger er 2,5 – 5 kPa.

3. LEVETIDSBEGRANSNINGER

Det finnes ulike fysiske/kjemiske/mekaniske prosesser som kan bryte ned ledninger. Det understrekkes her at alle materialene har vært gjenstand for kontinuerlig utvikling for å redusere mulig nedbrytning og at moderne materialer er langt mindre utsatt enn materialer som ble brukt for 30 år siden eller mer.

3.1 Lekkasjer og nedbrytning

Lekkasjer fra en vannledning vil kunne erodere grunnen rundt ledningen og ødelegge fundamentet for veggkonstruksjoner (se figur 3.1). Dersom en avløpsledning i partier er dykket, vil avløpsvannet bli presset ut av røret gjennom sprekker og defekte skjøter. Derved vil avløpsvannet vannmette, bløtgjøre og erodere jorda som omgir ledningen. Nedstrøms flaskehalsen hvor vannet igjen kan strømme fritt vil avløpsvann lekke inn og bringe jord med seg, og etterlate hulrom rundt ledningen. Gjentatte episoder med dykking av ledningen vil øke erosjonen og størrelsen av hulrommene. Områder med hyppige trykksettinger av avløpsnettet vil derfor ha en raskere nedbrytning og være sårbare for feil. Slike områder kan kartlegges ved inspeksjon av kummer, ved vurdering av klager fra

abonnenter og ved bruk av avløpsmodeller. Grunnvannsinfiltrasjon, rotinntrengning, skader forårsaket av tredjepart er andre eksempler som kan medvirke til nedbryting av ledningsnettet.



Figur 3.1: Svikt i veifundament på grunn av lekkasje i VA-anlegg

Generelt er inn og utlekking et symptom på nedbryting av ledningsnettet. Innlekking reduserer ledig kapasitet og øker faren for trykksetting av nettet, mens utlekking representerer tap av forurensninger til sårbare resipienter.

3.2 Kjemisk/biologisk nedbrytning

3.2.1 Korrosjon på metalliske rør

Rør av grått eller seigt støpejern og stålror er utsatt for korrosjon. Korrosjon består av en todelt reaksjon, katode og anodereaksjonen. Den mest vanlige korrosjonen er såkalt **luftningscellekorrosjon**. Her bruker katodereaksjonen vann, oksygen og frie elektroner og danner hydroksidioner (OH^-). Anodereaksjonen løser opp metallet til metallioner og frigir elektroner som igjen reagerer med hydroksider til komplekse jernhydroksider som er korrosjonsproduktene. Katode og anodereaksjonen virker altså sammen. For at de skal fungere må det være forhold for å transportere elektroder fra anoden til katoden (god ledningsevne) og det bør være variasjoner i oksygen og fuktighetstilgangen på overflaten. Dette kan typisk forekomme utvendig hvis røret ligger i fuktig grunn, særlig leire, hvis fuktigheten langs røromkretsen varierer (ved grunnvanns-speilet) eller hvis oksygentilgangen varierer (variasjoner i tilbakefyllings-materialene). Innvendig kan korrosjon forekomme under sedimenter i vannledninger.

Galvanisk korrosjon skyldes uheldig kobling mellom materialer med ulikt elektrodepotensiale. Hvis kobber og støpejern kobles, vil støpejern bli anode og kan starte å ruste. Men i praksis må også katodearealet være betydelig større enn anodearealet og det må være forhold for transport av elektroner (fuktig grunn).

Likestrømskorrosjon forekommer ved likestrømsanlegg som trikkeskinner og kan være betydelig. Korrosjonen skjer ved at strøm lekker fra likestrømsanlegget til f.eks vannledninger og skader ledningen på et punkt hvor den vander ut av ledningen. Dette forhindres ved passiv korrosjonsbeskyttelse som belegg av polyetylen (PE) eller polyuretan (PUX).

Metalliske vannledninger blir nå alltid beskyttet. Ved påføring av aktivt beskyttende belegg stanser katode-reaksjonen og derved også utløsningen av metall i anoden. Korrosjonen kan også reduseres ved behandling av vannet. Ved tilsetting av kalk og kullsyre eller natriumsilikat (vannglass) kan det bygges opp tynne belegg i ledningen som beskytter mot korrosjon. Innvendig rengjøring og regelmessig fjerning av sedimenter kan også være et viktig tiltak.

3.2.2 Sulfidkorrosjon

Dette er mest aktuelt for eldre betongledninger. Sulfidkorrosjon forekommer der det av ulike årsaker har oppstått oksygenfrie forhold i ledningene. I lange trykkledninger, og i slamavskillere kan i noen tilfeller biologiske omsetninger i avløpsvannet forbruke all oksygen. Sulfat vil da erstatte oksygen i det biologiske stoffskiftet, og reduseres til sulfid. Når hydrogensulfid blandes med luft over vannspeilet og kondenserer på rørveggen, vil det igjen dannes koncentrert svovelsyre med pH nær 1. Denne sterke syren vil angripe all betong. Dersom hydrogensulfid er til stede, må derfor betongen beskyttes innvendig med et plastbasert belegg.

Forekomsten av hydrogensulfid i avløpsnettet er sterkt uønsket av hensyn til driftspersonnellets helse. Dannelse av hydrogensulfid må derfor stoppes før det kommer inn i avløpsnettet, for eksempel ved ulike tilsettingsstoffer til avløpsvannet. Det finnes flere produkter på markedet som bla tilfører nitrater som oksidasjonsmiddel og derved forhindrer dannelse av hydrogensulfider.

3.3 Mekaniske prosesser.

3.3.1 Sprekkvekst

Generelt er trykkledninger mye mer utsatt for sprekkvekst enn selvfallsrør (Jansson 2003). De fleste rørmaterialer kan i gitte tilfeller bli utsatt for riss om vokser til sprekker og til slutt ender i brudd. Opprinnelsen til rissene kan være skader på røroverflaten ved produksjon, under transport eller ved rørlegging. Dersom i tillegg belastningen er stor, oppstår det en koncentrert høy spennning i rørveggen ved spissen av risset. Dersom denne overstiger en materialspesifikk kritisk spennning, vil risset vokse (spenningskorrosjon). Den kritiske spenningen uttrykkes ved følgende ligning:

Nedbrytning av ledninger:

- Luftningscellekorrosjon (vann)
- Sulfidkorrosjon (avløp)

$$\sigma_{cr} = \frac{K}{a \cdot f(g)} \quad (3.1)$$

Her er:

- σ_{cr} = kritisk spenning for sprekkvekst
- K = materialets bruddseighet
- a = halve sprekkdybden
- f(g) = geometrisk konstant (=1.4 for rør)

Dersom spenningen i rørveggen (ved spissen av risset) er større enn kritisk spenning for sprekkvekst, så vil sprekkveksten starte opp. Etter hvert som sprekkken vokser, så avtar kritisk bruddspenning. Det vil si at sprekkken utvikler seg av egen drivkraft og at utviklingen går raskere og raskere. Kritisk bruddspenning er meget avhengig av materialets bruddseighet. Et seigt materiale som polyetylen fra 2010 har for eksempel mye høyere bruddseighet enn et rør av PVC fra 1970-årene.

Spekkvekst med etterfølgende brudd er observert for trykkledninger av grått støpejern og PVC. Dette gjelder særlig dersom rør er lagt i grunnen på en slik måte at det oppstår lokale ekstrabelastninger, for eksempel rørene er bøyet for å få til retningsjusteringer eller at rørene er lagt på sviller. Dersom det anbores på røret, vil spenningen øke i anborings-tverrsnittet, både på grunn av konsentrerte belastninger ved selve anboringspunktet og at tverrsnittet faktisk reduseres. Dersom det i tillegg er mindre riss i overflaten på røret, for eksempel på grunn av transport eller håndtering i grøfta, øker faren for sprekkvekst på slike steder.

For avløpsledninger er det særlig pumpe-ledninger av PVC som er utsatt for sprekkvekst. Ved gjentatte endringer i spenningen i rørveggen, så vil sprekkene vokse, og såkalte utmattingsbrudd oppstår. Dette må forebygges ved trykkutjevnende tiltak, for eksempel luftpuktekammer på ledningen. Slike tiltak motvirker trykkskiftingene.

For vannledninger er særlig ledninger av grått støpejern (lagt før 1970) og til dels PVC lagt før 1980 som er utsatt for sprekkvekst.

3.3.2 Deformasjon

Fleksible trykkløse ledninger utsettes for deformasjon ved tilbakefylling av masse. Graden av deformasjon bestemmes av materialets E-modul, rørets slankhet og omfyllingen. Ved bygging av grøfter i friksjonsmasser, opptrer nesten hele deformasjonen i løpet av kort tid etter tilbakefylling (dager). De kan derfor kontrolleres ved rørinspeksjon. Ved tilbakefylling med leirmasser kan det ytre jordtrykket bygge seg opp over flere år, på

Nedbrytning av ledninger:

- Sprekkvekst, bruddseighet
- Kontroll av deformasjon

grunn av leirens karakter som et plastisk materiale.

Uønsket deformasjon kan forebygges ved å øke materialstyrken (velge materiale med høyere E-modul), øke veggtykkelsen (redusere SDR forholdet) eller ved anleggstekniske tiltak.

4. BYGGING AV VANN- OG AVLØPSLEDNINGER

4.1 Problemstilling

Som diskutert i innledende kapitler, må valg av materialer og utstyr til vann og avløpsnett ses i sammenheng med utførelse. Selv om det er klare regler for utførelse, må man regne med at feil vil oppstå og at utførelsen ikke alltid er hundre prosent tilfredsstillende. Dette kan medføre at belastningene blir større enn det materialet er dimensjonert for eller at ledningsnettets hydrauliske funksjon blir redusert. Ledninger med mange skjøter kan være sårbar for feil relatert til skjøtene, og ledninger med lav vekt kan være mer utsatt for feil relatert til fallforhold. Feil ved utførelsen kan øke behovet for vedlikehold. Kutting av røtter og forskjøvne skjøter og spyling av ledninger med lite fall eller forskjøvne skjøter er eksempler på slike konsekvenser.

Den følgende diskusjonen er først og fremst gyldig for trykkløse avløpsanlegg, men også relevant for trykkrør til vann og avløp, siden de i forbindelse med vedlikehold kan bli stående trykkløse i kortere perioder. Vi deler trykkløse rør (selvfallsrør) inn i de to gruppene som er diskutert i kapittel 3; fleksible og stive rør. De to gruppene oppfører seg ulikt mht. å ta opp ytre belastning. Dersom vi kan tillate at røret deformeres mer enn 2 %, vil det oppføre seg som et elastisk rør, det vil si at massene rundt røret tar opp en vesentlig del av belastningen. Av de meste aktuelle ledningsmaterialene for avløp, vil betong og keramiske rør være å betrakte som stive rør, mens PVC, PP, PE og GRP vil være å betrakte som fleksible rør. I tillegg vil også rør av støpejern betraktes som stive, fordi de er innvendig beskyttet med sementmørtel som ikke tåler strekkspenninger. Rør av stål med polyuretan foring er å betrakte som fleksible rør. Rør av betong og keramikk vil sprekke hvis de deformeres, men de kan fungere som delvis fleksible etter en oppsprekking. Dette kan det imidlertid ikke tas høyde for ved planlegging og vedlikehold/fornyelse.

En rekke ulike standarder og retningslinjer gjelder for bygging av ledninger (2010), for eksempel:

- NS 3420: Beskrivelsestekster for bygg, anlegg, installasjoner. Del H Grøfter, rørledninger, kummer og brønner

- NS 3858 Komprimering. Krav til utførelse
- Håndbok 018 Vegbygging

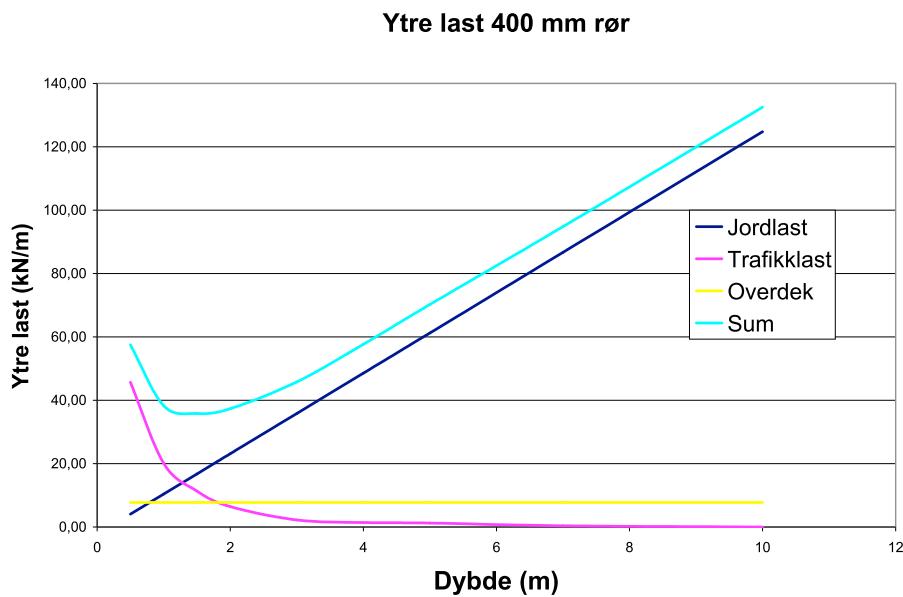
Standardene tar hensyn til forskjeller i materialegenskapene. Forskjeller som behandles er bl.a. stive rør i forhold til fleksible rør. For fleksible rør er samspillet med sidefyllingsmassene viktig. Da stive rør har en relativt stor innebygget styrke, er kravene til sidefyllingsmasse og komprimering generelt noe mindre enn for fleksible rør. Et godt utført fundament er av avgjørende betydning både for stive og fleksible ledninger.

4.2 Ytre last på avløpsledninger

Ledninger utsettes for ulike typer belastning; innvendig vanntrykk og ytre last på grunn av tyngden på overdekningen og trafikklast er de viktigste. Trafikklasten avtar raskt med økning i overdekning, mens jordlasten øker lineært med denne. Dette innebærer at den samlede ytre lasten viser et minimum på 1,5 – 2 meters dybde, bl.a. avhengig av ledningsdiameteren. Figur 4.1 viser en illustrasjon av ytre last som funksjon av leggedybden.

Last på rør:

- Vanntrykk er viktig for dimensjonering av trykker av plast
- Jordlast større for stive enn fleksible rør
- Trafikklast er viktig på små dyp
- Last som funksjon av dybde



Figur 4.1: Ytre last som funksjon av leggedybde for 400 mm rør. Eksempel.

Den styrkemessige dimensjoneringen av fleksible selvfallsledninger kontrolleres med hensyn til deformasjon, i noen tilfeller også mht knekning. Følgende ligninger gjelder (Jansson 2003):

Deformasjon:

$$\frac{\delta}{D} = \frac{Q}{D} \cdot \frac{K}{S + 0.061 \cdot E_j} \quad (4.1)$$

Knekning:

$$\frac{Q}{D} = 5.63 \cdot \frac{(S \cdot E_j)^{0.5}}{F} \quad (4.2)$$

Her er:

δ = deformasjon (mm)

D = diameter (ytre)

Q = ytre last pr lengde

S = rørets ringstivhet

E_j = E-modul for omfyllingsmasser

F = sikkerhetsfaktor, settes ofte lik 2

Disse ligningene demonstrerer samspillet mellom røregenskaper og omfyllingsmasser. Ringstivheten S øker når materialets E-modul øker og når forholdet mellom vegtykkelse og rørdiameter øker. Når S øker så avtar under ellers like forhold deformasjonen mens grensen for knekning øker. Tilsvarende når E_j øker ved bruk av stivere gjenfyllingsmasser (pukk, knust materiale) så vil deformasjonen avta og grensen for knekning øke.

Dersom man er usikker på kvaliteten ved utførelse, så bør det legges inn ekstra sikkerhet, for eksempel ved at man ved beregninger ikke tar hensyn til lastredusjon ved deformasjon av ledningen, generelt bruker noe større tykkelse på rørene og standardiserer på gjenfyllingsmasser med gode mekaniske egenskaper (høy E_j).

4.3 Dimensjonering av trykkledninger

Vannledningsnett er alltid trykksystemer. Trykksystemer for avløpsvann er pumpledninger og dykkerledninger. Ledningens styrkeklasse må utformes i forhold til beregnet

trykk. For plastledninger gjelder følgende formel for dimensjonering:

$$\sigma = \frac{p \cdot D}{2s} - 1 \quad (4.3)$$

Her er:

σ = strekkspenning i rørveggen

p = vanntrykket

D = rørdiameteren (utvendig)

s = vegtykkelsen

Vegtykkelsen velges slik at kravene til maks spenning i rørveggen ikke overstiges for det aktuelle maksimale trykket. For plastledninger velges i praksis et standardisert SDR-forhold, dvs. et forholdstall mellom diameter og vegtykkelse som tilfredsstiller kravet om maks strekkspenning i rørveggen.

mes blant annet av materiale, installasjonsår, diameter og vannets oppholdstid i nettet oppstrøms den aktuelle ledningen. Ved bruk av ruhet til dimensjonering må man også ta hensyn til rørskjøter og eventuelle bend eller lignende. Ruheten måles ved beregning av trykkfall med kjent vannmengde.

5.1.2 Lekkasjekontroll

Lekkasjer kontrolleres ved sonemessig overvåkning og med lokal kontroll med akustisk utstyr. Dette er i dag standard utstyr i de fleste vannselskaper.

For å få en oversikt over vannforbruket og mulige lekkasjer deles nettet inn i soner med kontrollert inn og utstrømning som måles ved at det installeres permanente vannmåtere. Inndeling av soner skjer ofte med bakgrunn i beregninger med strømningsmodeller og slik at forsyningssikkerheten til abonnenter ikke reduseres. Studier av målt nattforbruk kan vise om det har oppstått en lekkasje. I slike tilfeller kan en systematisk kontroll iverksettes for å lokalisere lekkasjen. Ofte oppdages lekkasjer ved at abonnenter melder om lavt trykk eller at vann observeres på overflaten.

Tilstandskontroll
vannledninger:

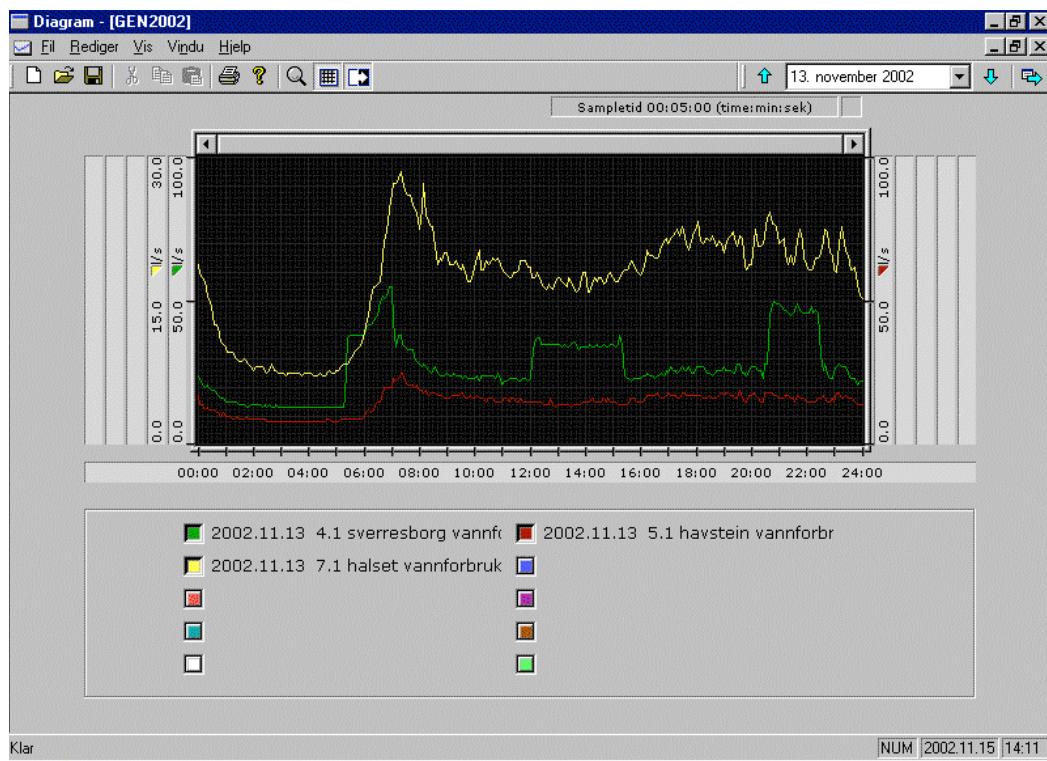
- Ruhet for rørvegg varierer mye
- Gode metoder for kontroll av lekkasjer

5. TILSTANDSKONTROLL OG VEDLIKEHOLD

5.1 Vannledninger

5.1.1 Ruhetkontroll

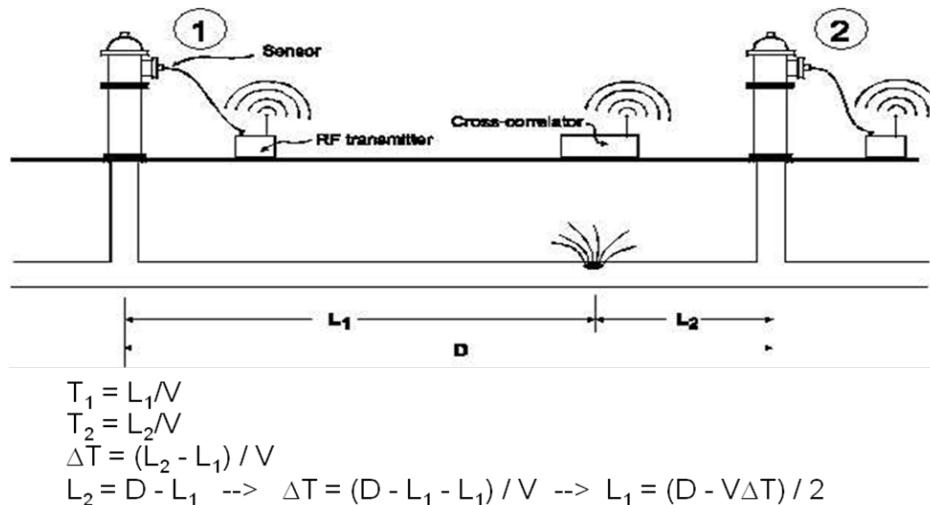
Lav ruhet er viktig for vannføringskapasiteten i ledningsnettet. Ruhet i vannledninger bestem-



Figur 5.1: Overvåking av vannforbruk. Målt nattforbruket brukes for å vurdere lekkasjer (kilde: Trondheim kommune)

For en mer detaljert lokalisering av lekkasjen brukes vanligvis en akustisk måler. Lekkasjer gir lyd. Ved å sammenligne lydbildet fra to steder på hver side av ledningen kan

lekkasjen lokaliseres meget nøyaktig. Dette gjøres i praksis ved å montere mikrofoner på ledning eller armatur i kummene. Figur 5.2 beskriver prinsippet for akustisk korrelasjon.



Figur 5.2: Prinsipp for akustisk korrelasjon

- Tilstandskontroll vannledninger:
- Radar
 - Rørskanner
 - Kontroll av vannkvalitet
 - Spyling av vannledningsnett

Alternativt til korrelasjon kan lekkasjens lyd fanges opp av mikrofoner som flyttes oppå bakken (marklytting) eller som settes manuelt på ledningen i kummer (lyttestav), eventuelt ved at det installeres loggere som fanger opp lekkasjelyd.

5.1.3 Radar for lokalisering av rør

I mange tilfeller er ikke den nøyaktige beliggenheten av vannledninger kjent. Ved hjelp av radarteknikker er det mulig å bestemme posisjon av ledning og eventuelle nedgravde kummer. Lekkasjer kan også oppdages som vannansamlinger i grunnen. Hittil har imidlertid radarteknikker ikke vært vanlig å bruke for undersøkelse av vannledninger i kommersiell sammenheng.

5.1.4 Tilstandsmåling med rørskanner

Det er utviklet utstyr for kontinuerlig måling av veggykkelsen til metalliske rør. Dette er meget aktuelt for tilstandsmåling den eldste delen av vannledningsnettet og for kontroll av tykkelsen til nye rør. Rørskanneren er basert på en akustisk teknikk, der en lydpuls sendes ut. Lydpulsen settes i resonanssvingninger med en bestemt frekvens som entydig bestemmer veggykkelsen. Rørskanneren ble satt i kommersiell drift i 2009 kan få stor betydning i arbeidet med å bestemme tilstand og rangere prosjekter for fornyelse av ledningnett.

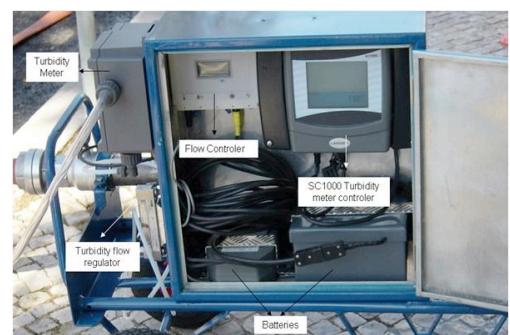


Figur 5.3 Rørskanner for vannledninger
(Kilde: Breivoll Inspection Technologies)

5.1.5 Vannkvalitetskontroll

Korrosjon på metalliske ledninger forekommer hyppigst på distribusjonsdelen og aller mest på endeledninger, på grunn av at små vannhastigheter og dermed sedimenteringen er mest vanlig der. Korrosjonen kan medføre reduksjon av styrke, lekkasjer og redusert vannføringskapasitet på grunn av rustknoller. Rør av grått støpejern og av og til PVC kan få brudd. Disse blir oppdaget og reparert umiddelbart. Ved korrosjon på seige støpejernsrør tærer mindre hull på ledningen og de kan stå lenge uten å bli oppdaget. Vesentlige lekkasjer kan føre til trykkfall for øvrige abonnenter og i verste fall innsuging av forurenset vann til ledningsnettet. Korrosjon på ledningene kan også føre til at vannet i tappekranen blir grumset (turbiditet).

Tilstanden med hensyn til sedimenter i vannledningen kan måles ved en metode kalt "Resuspension Potential Measurement". Dette er en "mini-spyling" av en ledning, der hastigheten økes til 0,4 m/s og turbiditeten måles i 15 minutter (se figur 5.4). Dersom turbiditeten forhøyes så anbefales vanlig spyling med vannhastigheter over 1 m/s (Vreeburg 2007).



Figur 5.4: Utstyr for undersøkelse av sedimenter i vannledningsnett (Vreeburg 2007)

Tilstandskontroll
avløpsledninger:

- TV inspeksjon
- Gradering av feil
- Tilstandsklasser

5.2 Avløpsledninger

5.2.1 TV-kontroll

Avløpsledninger kan kontrolleres med TV kamera. Det er vanlig å gjennomføre slike kontroller før nyanlegg godkjennes og ved vurdering av behov for rehabilitering. I denne sammenhengen er TV kontroll avgjørende for hvilken metode for fornyelse som skal velges, for eksempel full utskifting eller inntrekking av strømpe.

TV inspeksjon gjennomføres ved å trekke kameraet gjennom ledningen med wire eller med egen fremdrift på kameravognen. Når en feil registreres, noteres posisjon og alvorliggrad. Det er utviklet protokoller med definisjoner på type og gradering av feil. Viktige feiltyper er sprekk i røret, innstukket grenrør, forskjøvet skjøt, røtter i ledningen, motfall. Motfall står for om lag 90 prosent av feilene på nye ledninger (Trevland, 2010). På eldre ledninger, rehabiliteringskandidater, er feilbildet mer variert.



Figur 5.5: Kamera for innvendig TV-inspeksjon av rør (NORVAR rapport 150/2007).

Feilene graderes fra 1-4, der 4 er mest alvorlig. Alle feil på en ledningsstrekning summeres og danner grunnlag for beregning av ledningens tilstandsgrad etter følgende formel (NORVAR 2007):

$$S = 100 \cdot \frac{\sum (P_i \cdot L_i)}{L} \quad (5.1)$$

Her er:

S = Skadepoeng

L = lengde kumstrekning (ledning i meter)

L_i = Ledningslengde i meter eller antall registreringer (stk) for i'te skadetilfelle (summerer alle skadetilfeller)

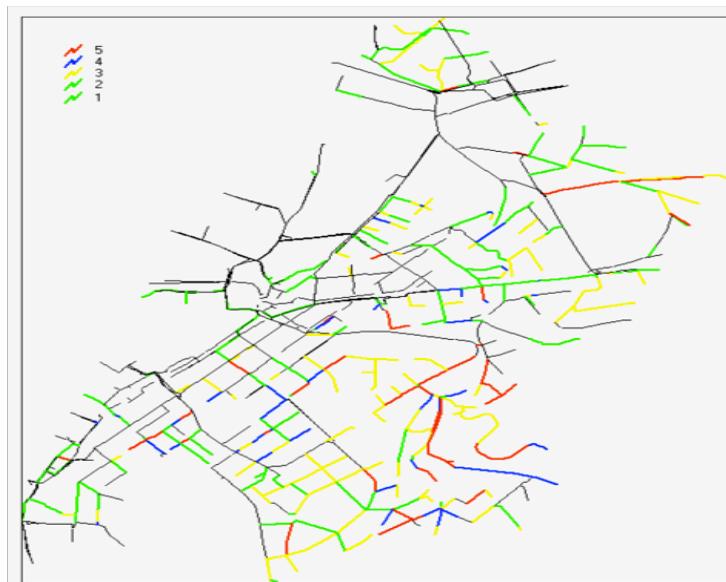
P_i = vekting av i'te skadetilfelle etter tabell (detaljerte anbefalinger er gitt i NORVAR rapport 150/2007)

Skadepoeng beregnes for hvert kumstrek. Disse kan klassifiseres etter følgende grenseverdier:

• S1 (meget god)	0-10
• S2 (god)	11-20
• S3 (dårlig)	21-40
• S4 (meget dårlig)	41-99
• S5 (ubruklig)	>99 (eller minst en observasjonene har grad 4)

Det foreslås å friskmelde ledninger i tilstandsklasse 1/2, å vurdere tiltak i klasse 3 og å gjennomføre tiltak for klasse 4/5.

Tilstandsklasser fremstilles ofte på ledningskart (se figur 5.6).



Figur 5.6: Resultater fra TV-inspeksjon av rør presentert på ledningskart. Fargekodene angir tilstandsklasser (Kristensen 2007)

5.2.2 Trykkprøving

For å sikre at avløpsledninger er tette, er det vanlig å trykkprøve etter legging. Vanligvis trykkprøves en kumstrekning om gangen. Trykkprøving skjer som oftest ved at ledningen tettes i begge ender og at luft pumpes inn. Trykksfallet måles over tid og det er laget protokoller med grenseverdier for godkjent trykkfall.

Dette notatet er forfattet av Sveinung Sægrov, professor ved Institutt for vann- og miljøteknikk.

LITTERATURREFERANSER

- Ekbäck D 1983 : Rörbok. Yttre ledningar. Svensk Byggtjenst, Stockholm
- Butler D, Davies J.D. 2004: Urban Drainage; 2nd edition, Spon press.
- Hafskjold, LS og Sægrov, S, 2007: Termoplastrør i Norge – før og nå; SINTEF Vann og miljø, mars 2007, ISBN 978-82-14-02449-3.
- Kristensen, S M Hydraulic performance of existing storm water and sewer networks; Master thesis NTNU 2007, D1-2007-07.
- Jansson, L.E. 2003: Plastic Pipes for Water Supply and Sewage Disp., Borealis, 4. ed.
- Moser, AP, Folkman S 2008: Buried Pipe Design, 3. edition, Mc Graw-Hill, ISBN0-07-147689-8.
- Nordiska Plastrørgruppen 1999: Ledningsbyggande med plastrørsystem, utgitt av Nordiska Plastrørgruppen.
- NORVAR 2007: Dataflyt Klassifisering av avløpsledninger, Norsk vann rapport 150/2007
- Spangler M G and Handy R L 1982; Soil Engineering, 4. Ed. Harper and Row publ. New York
- SSTT 2002 No-dig Handbook, Scandinavian Society for trenchless technology.
- Sægrov S 1992: Tilstand og tilstandsentrind for betongavløpsledninger, dr. avhandling ved NTNU 1992, IVB rapport B-2-1002-1, ISBN 82-7119-371-6.
- Sægrov S 2004: Computer Aided Rehabilitation of Sewer and Storm Water Networks; IWA publishing EVK1-CT-2002-00106
- Sægrov, S, Hafskjold L S, Ugarelli R 2007: Strategi for valg av ledningsmateriell for spillvanns- og overvannsledninger, SINTEF-rapport ISBN 987-82-14-03451-3
- Trevland Morten 2010; Statistikk over rørinspeksjoner 2003-2009, personlig kommunikasjon
- Vangdal AC 2009: Condition assessment of water networks; Conference LESAM 2009 (Leading Edge for Sustainable Asset Management)
- Vaslestad J 1987: Betongrør. Sammenligning og vurdering av belastningsteorier for stive rør; NOTEBY AS Oslo, bedriftsnotat.
- Vreeburg J 2007: Discoloration in drinking water systems: a particular approach; Technische Universiteit Delft, ISBN 978-90-74741-91-0



Forelesningsnotat Nr. 12 - Professor Stein W. Østerhus

Vannbehandling - Drikkevann

Formålet med notatet er å gi en innføring i rensing og behandling av drikkevann.

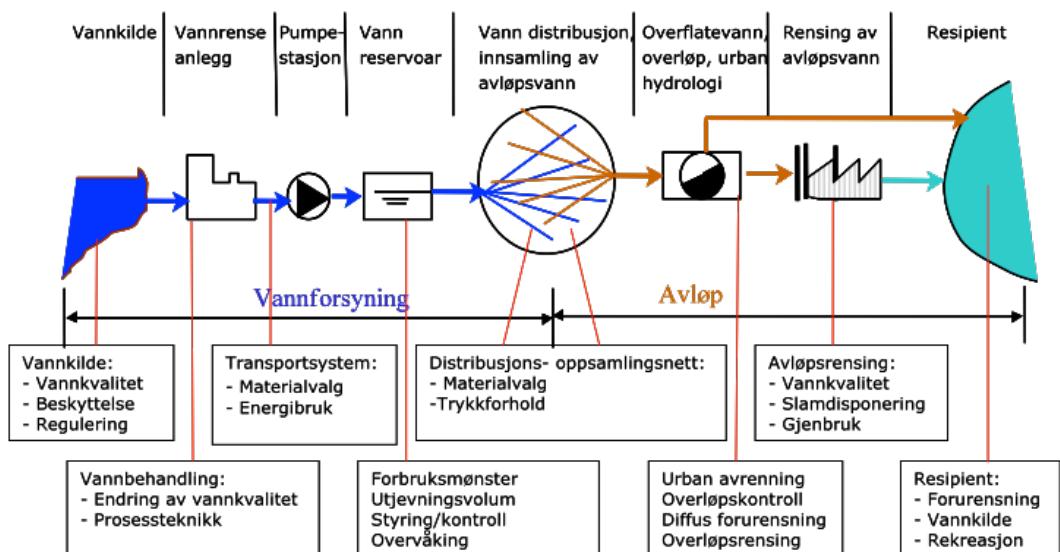
Man skal ha lært om:

- Aktuelle drikkevannsressurser og kilder.
- Karakteristisk råvannskvalitet og krav til drikkevannsforsyning.
- Aktuelle metoder for drikkevannsbehandling.

1. INNLEDNING

Oppbygging av vannforsyning av avløp kan deles inn i to hovedkomponenter – behandling og distribusjon av rent vann og oppsamling og rensing av forbrukt vann. Det som inngår i det som oppfattes som dagens teknologi for vann og avløp er skissert i figur 1 og betegnes som fagområdet VA-teknikk. I prinsipp består det av følgende elementer; vannkilde av tilfredsstillende kvalitet og rikelig med kapasitet til å forsyne alle typer forbruk

(drikkevann, industrivann, brannvann osv.), rensing av vannet for å imøtekommne krav til drikkevann, transport og distribusjon av vannet til forbrukerne. Oppsamling av vannet når det har vært ”brukt” gjøres gjennom avløpsnettet og for å forhindre forurensning og forringelse av naturlige vannforekomster (resipienter) er det nødvendig å rense avløpsvannet før utslipp.



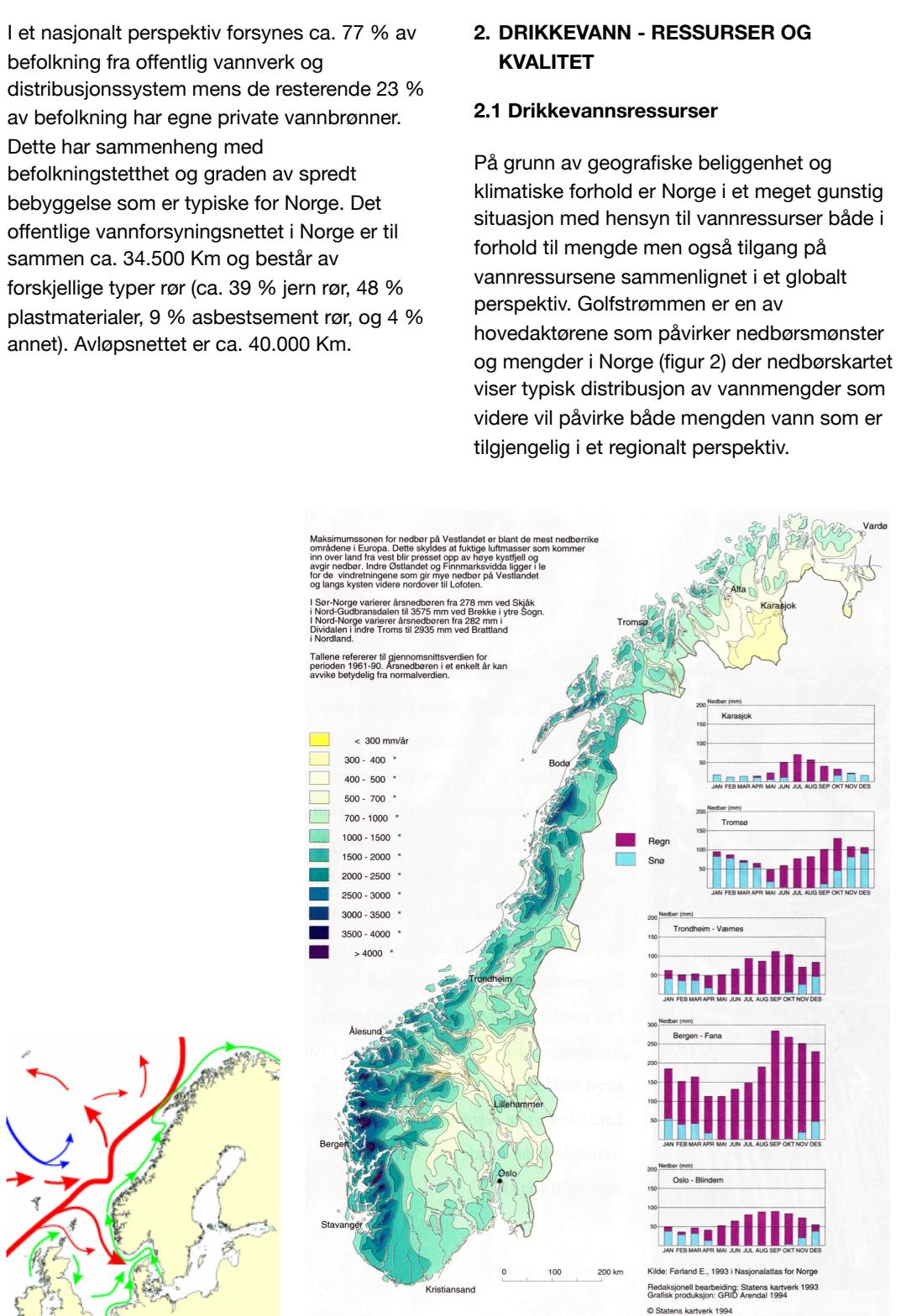
Figur 1: Skjematiske illustrasjoner om oppbygging av vann og avløp i henhold til dagens prinsipper

I Norge forsynes 77 % av befolkningen fra offentlige vannverk, mens resterende 23 % har egne private vannbrønner.

Det offentlige vannforsyningssnettet i Norge er til sammen ca 34 500 km og består av forskjellige rørmaterialer (ca 39 % jern rør, ca 48 % plastmaterialer, ca 9 % asbestsementrør og ca 4 % annet).

Sammenlignet med andre regioner i verden har Norge stor tilgang på fornybare vannresurser. Kun en liten andel av disse blir utnyttet.

I et nasjonalt perspektiv forsynes ca. 77 % av befolkning fra offentlig vannverk og distribusjonssystem mens de resterende 23 % av befolkning har egne private vannbrønner. Dette har sammenheng med befolkningstetthet og graden av spredt bebyggelse som er typiske for Norge. Det offentlige vannforsyningssnettet i Norge er til sammen ca. 34.500 Km og består av forskjellige typer rør (ca. 39 % jern rør, 48 % plastmaterialer, 9 % asbestsement rør, og 4 % annet). Avløpsnettet er ca. 40.000 Km.



Figur 2: Golfstrømmens på innvirkning på Norge og typisk nedbørsfordeling i landet

Når vi sammenligner Norge med land i andre regioner i verden er ikke tilgang på ferskvann et problem. Dersom man ser på fornybar vannressurser ($m^3/person\cdot\text{år}$) har Norge store vannressurser, og selv med et stort

2. DRIKKEVANN - RESSURSER OG KVALITET

2.1 Drikkevannsressurser

På grunn av geografiske beliggenhet og klimatiske forhold er Norge i et meget gunstig situasjon med hensyn til vannressurser både i forhold til mengde men også tilgang på vannressursene sammenlignet i et globalt perspektiv. Golfstrømmen er en av hovedaktørene som påvirker nedbørsmønster og mengder i Norge (figur 2) der nedbørskartet viser typisk distribusjon av vannmengder som videre vil påvirke både mengden vann som er tilgjengelig i et regionalt perspektiv.

vannforbruk i samfunnet er det bare en liten prosent av denne ressursen som faktisk blir utnyttet (figur 3). Bortsett fra enkelte området i kystdistriktet er tilgjengeligheten av ferskvann til vannforsyning i Norge meget bra.

En vannkilde må ha tilstrekkelig mengde og kvalitet, eller må kunne behandles til en slik kvalitet. En kilde kan være vann fra:

- Elv eller bekk
- Innsjø eller tjern
- Grunnvann fra løsmasser eller fjell

I Norge benyttes primært overflatevann (innsjø eller tjern) som drikkevannskilder i motsetning til de fleste øvrige land der grunnvannsforsyning er dominerende.

De vanligste kravene til drikkevannsbehandling i Norge er:

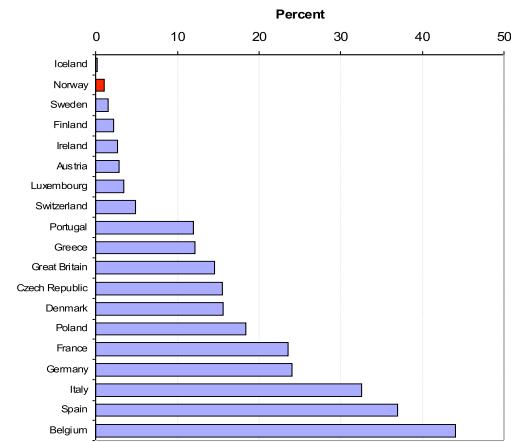
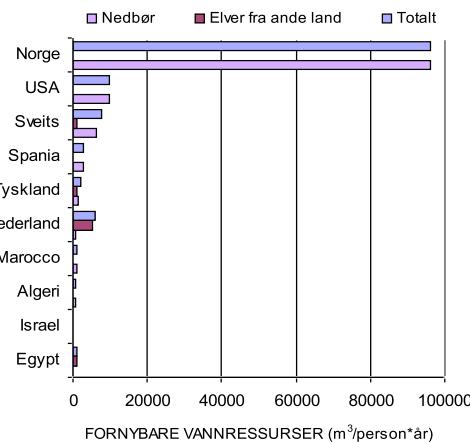
- Fjerning av humus (Naturlig Organisk Materiale, NOM)
- Korrosjonskontroll (redusere vannet korrosivitet overfor rørmaterialer)
- Desinfeksjon

Vannkvaliteten er derimot ikke like god i hele landet og vil være avhengig av hva slags vannkilder man har til rådighet.

Det vannet som man tar utgangspunkt i, kommer fra en vannkilde som kan være en:

- Elv eller bekk
- Innsjø eller tjern
- Grunnvann fra løsmasser eller fjell

Vannkilden må ha vann av tilstrekkelig god kvalitet og hvis ikke, må det behandles for å få slik kvalitet. For å forhindre forurensning av vannkilden, kan vi sette inn beskyttelsestiltak, for eksempel begrensning av ferdsel og bygging i nedslagsfeltet til kilden, forbud mot badning, båtliv og annen virksomhet i tilknytning til kilden osv.



Figur 3: Eksempler på mengde fornybar vannressurser og prosent bruk for noen land

Det som er karakteristisk for norske forhold er at vi har god tilgang til overflatevann sammenlignet med andre land. Sammenlignet med Sverige og Danmark kan vi se det som er typisk for norsk drikkevannsforsyning (tabell 1). Norge bruker primært overflatevann som vannkilder, der de fleste er fra dype innsjøer. Danmark i motsetning har for det meste grunnvann som vannkilde, noe som er mer typisk for land i Europa for øvrig. Type vannressurs vil også ha stor påvirkning på

vannkvaliteten som dermed også vil ha stor innvirkning på valg av kilde og hvilken renseprosess man trenger for å tilfredsstille krav om vannkvalitet levert til forbrukeren. Elver og bekker har normalt en langt mer variabel og dårligere vannkvalitet enn vann fra innsjøer. Ofte har grunnvann en god kvalitet, men mange steder kan det være forurensset pga utslipp fra landbruk, industri og befolkning.

Tabell 1: En sammenligning av vannkilder mellom Norge, Sverige og Danmark

	Norway	Sweden	Denmark
Water sources:			
- surface water	90%	50%	1%
- ground water	10%	50%(25% infiltr.)	99%
Characteristics:	High NOM, very soft, low ALK and pH	High NOM, high Ca, Fe and Mn in many cases	High hardness, high Fe/Mn, nitrates, pesticides
Typical treatment requirements	- NOM removal - corrosion control - disinfection	- NOM removal - turbidity removal - corrosion control - disinfection	- Fe/Mn removal - disinfection
Average water consumption	~ 250 l/pe.day	~ 150 l/pe.day	~ 150 l/pe.day

Typisk vannforbruk i norske husholdninger er estimert til ca. 130 l/person·døgn fordelt på følgende aktiviteter; bad, dusj 40 l/pe·d (pe=personekvivalent), WC 30 l/pe·d, klesvask 25 l/pe·d, oppvask 20 l/pe·d, matlaging 8 l/pe·d, bilvask/vanning 7 l/pe·d. Totalt vannforbruk i hele landet basert på dette utgjør ca. 840 mill m³/år.

2.2 Karakteristisk råvann- og rentvannskvalitet i Norge

Typisk Norsk overflatevann er surt, bløtt, lite mineralholdig, og svært ofte humusholdig og ikke bakteriologisk tilfredsstillende med tanke på bruk som drikkevann.

Humus eller NOM (naturlig organisk materiale) er langkjedede organiske forbindelser som stammer fra nedbryting av organisk materialer i naturen. Humus gir vannet en gulbrun farge, og konsentrasjonen angis som fargetall (mg Pt/L) eller TOC (mg C/L).

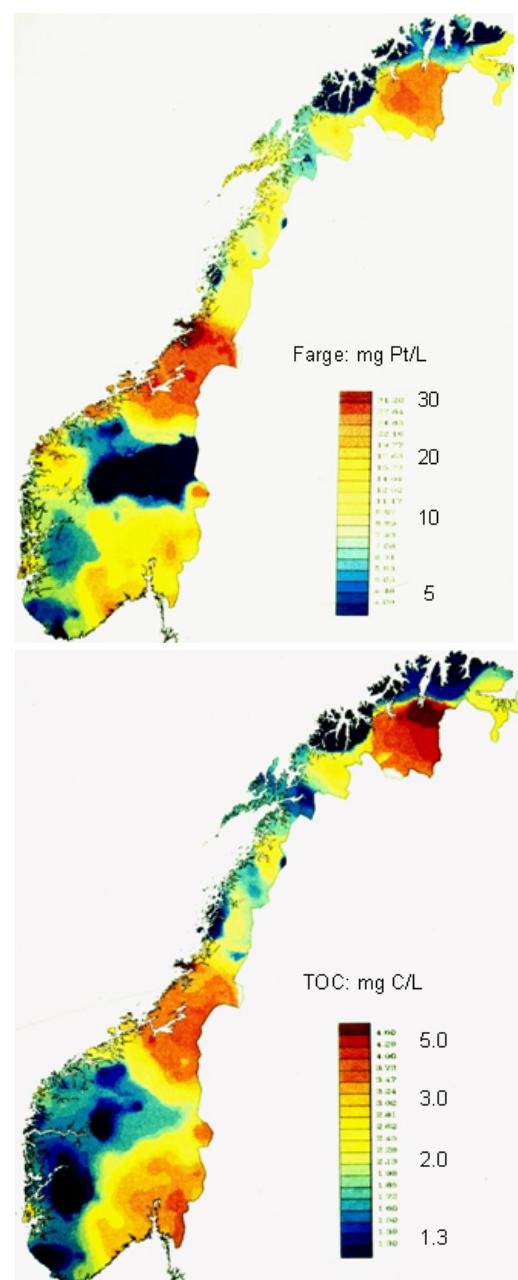
Det er store variasjoner i den naturlige ferskvannskvaliteten ut i fra regionale forhold og om vannet er fra overflatevann (innsjøer og elver) eller fra grunnvann. Med utgangspunkt i de geografiske forhold og det at overflatevann dominerer som råvannskilde i Norge kan vi karakterisere norsk vann som surt, bløtt, lite saltholdig, svært ofte humusholdig og ikke bakteriologisk tilfredsstillende med tanke på bruk som drikkevann. Norsk grunnvann er mer likt norsk overflatevann (f.eks. bløtere) enn grunnvann i mange andre land, men har overveiende bedre kvalitet enn overflatevannet, og særlig er den bakteriologiske kvalitet bedre.

Råvannskvalitet i Norge er stor grad påvirket av naturlige tilstander og i mindre grad forurensing. Humus eller NOM (naturlig organisk materiale) i råvannskilder i Norge er et typisk trekk i fleste områder der konsentrasjonen varierer i fra område til område. NOM er fellesbetegnelsen på noen langkjedede organiske stoffer som gir vannet en gulbrun farge og som forekommer fra nedbryting av organiske materialer i naturen.



Figur 4: Typiske Fargetall - humus

Figur 4 gir en illustrasjon av hvordan fargetallet oppfattes som et mål for NOM konsentrasjon. NOM måles imidlertid også som total organisk karbon (TOC) da humus primært er sammensatt av mange forskjellige organiske stoffer. Forekomst av NOM i Norge målt både som farge og TOC er vist i figur 5 som viser verdier på landsbasis.



Figur 5: Fordeling av NOM i Norge gitt som Farge (mg Pt/L) og TOC (mg C/L)

Drikkevannsforsyning en i Norge reguleres av «Drikkevannsforskriften».

I vedlegget til forskriften finner man kvalitetskrav til drikkevann for alle regulerte parametere.

Forskriften krever minst 2 hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. En hygienisk barriere vil blant annet si, naturlige eller tillaget fysisk eller kjemisk hindring for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus og parasitter slik at disse ikke lenger representerer noen helsemessig risiko.

I Norge kan de største utfordringene knyttet til behandling av drikkevann sies å være:

- Sikring av hygienisk barriere gjennom vannbehandlingen ved fjerning eller inaktivering av patogene mikroorganismer (desinfeksjon).
- Fjerning av partikler fra vann.
- Fjerning av humus eller NOM (naturlig organisk materiale).
- Korrosjonskontroll.
- Fjerning av oppløste metaller i vannet (jern, mangan, osv.).

2.3 Krav til drikkevannsforsyningen

Drikkevannsforsyning i Norge reguleres av «Drikkevannsforskriften», se figur 6. Som det fremgår av forskriften stilles det et overordnet krav til forsyning av drikkevann; ”§ 1. Formål: Denne forskriften har til formål å sikre forsyning av drikkevann i tilfredsstillende mengde og av tilfredsstillende kvalitet, herunder å sikre at drikkevannet ikke inneholder helseskadelig forurensning av noe slag og for øvrig er helsemessig betryggende.” Kravet til kvalitet er generelt angitt i § 12 som sier at drikkevann skal, når det leveres til mottakeren, jf. § 5, være hygienisk betryggende, klart og uten framtredende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk. Se henvisningen i figur 6 for detaljer. I vedlegget til forskriften finner man kvalitetskrav til drikkevann for alle regulerte parameter - www.lovdata.no/for/sf/hø/to-20011204-1372-006.html

Forskriften krever at det skal være minst to hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet.

En hygienisk barriere er definert som: ”Naturlig eller tillaget fysisk eller kjemisk hindring, herunder tiltak for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus, parasitter mv., og/eller fortynne, nedbryte eller fjerne kjemiske eller fysiske stoffer til et nivå hvor de aktuelle stoffene ikke lenger representerer noen helsemessig risiko”.

Det er flere tiltak som kan beskytte befolkningen mot sykdom forårsaket av sykdomsfremkallende mikroorganismer i drikkevannet:

- Man kan forhindre mikroorganismene å nå vannverkets inntak i drikkevannskilden ved:
 - tiltak i nedslagsfeltet
 - tiltak i kilden
- Man kan sette inn vannbehandlingstiltak gjennom:
 - fjerning av mikroorganismene gjennom partikkelseparasjon
 - inaktivering av mikroorganismene gjennom desinfeksjon



Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften).

Se [brukeravtalen](#) for villkårene for bruk av dokumenter fra Lovdata-nettsted.

DATO:	FOR-2001-12-04-1372
DEPARTEMENT:	HOD (Helse- og omsorgsdepartementet)
AVD/DIR:	Folkehelseavd.
PUBLISERT:	I 2001 hefte 15
IKRAFTTREDELSE:	2002-01-01
SIST-ENDRET:	FOR-2005-12-21-1666 fra 2006-01-01
ENDRER:	FOR-1995-01-01-68
GJELDER FOR:	Norge
HJEMMEL:	LOV-2003-12-19-124-§21 , LOV-2003-12-19-124-§33 , LOV-2003-12-19-124-§36 , FOR-2003-12-19-1790 , LOV-1982-11-19-66-\$4a-1 , LOV-2000-06-23-56-§2-2
KUNNGJORT:	2001-12-14
RETTET:	25.02.2004 (hjemmelsfeltet)
KORTTITTEL:	Drikkevannsforskriften

For å lenke til dette dokumentet bruk: <http://www.lovdata.no/cgi-wif/ldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html>

Figur 6: Drikkevannsforskriften som regulerer kvalitetskrav til vannforsyning.

3. VANNBEHANDLING

I Norge kan de største utfordringene knyttet til behandling av drikkevann sies å være:

1. Sikring av hygieniske barrierer gjennom vannbehandlingen gjennom fjerning eller inaktivering av patogene mikroorganismer (desinfeksjon)
2. Fjerning av partikler i vann – som kan være av mineralsk eller organiske opphav

3. Fjerning av naturlig organisk materiale (NOM eller humus) i vann
4. Korrosjonskontroll
5. Fjerning av oppløste metaller i vann (jern, mangan etc.)

I andre land kan andre utfordringer dominere. For eksempel er høyt innhold av arsen og fluor et stort problem i mange land (Bangladesh, Bolivia etc.) mens nitrat et stort problem i andre land. I stadig sterkere grad

representerer organiske mikroforurensninger utfordringer mht. vannkvalitet i mange land. Dette skyldes forurensning fra kommunale og industrielle avløp og fra avrenning fra jordbruk.

Nedenfor er de mest aktuelle enhetsprosessene for behandling av drikkevann kun svært kort omtalt. De aktuelle enhetsprosesser er imidlertid mer detaljert beskrevet i selve forelesningsfilene (dvs kopi av powerpoint filene fra forelesningene). Disse forelesningsfilene bør derfor konfereres.

Patogene organismer kan deles inn i tre hovedgrupper:

- Bakterier (ca 1 µm)
- Virus (< 0.1 µm)
- Parasitter (ca 3 – 10 µm)

De vanligste desinfeksjonsmetodene er:

- Klorering
- Ozonering
- Bestråling med UV-lys

Desinfeksjonseffekten angis som log inaktivering, der 2-log inaktivering tilsvarer 99 % fjerning, 3-log inaktivering tilsvarer 99.9 %, osv.

Effekten som oppnås er proporsjonal med den virksomme konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddel (C) multiplisert med tiden (t) denne konsentrasjonen virker, dvs den såkalte Ct-verdien.

3.1 Desinfeksjon

Det fremste mål med drikkevannsbehandlingen er å sikre et helsemessig betryggende drikkevann. En svært viktig komponent i drikkevannsbehandlingen er derfor desinfeksjon som har til hovedhensikt å drepe eller inaktivere patogene (dvs sykdomsfremkallende) mikroorganismer. De vanligste desinfeksjonsmetodene er:

- Klorering
- Ozonering
- UV-bestråling

Patogene organismer kan deles inn i tre hovedgrupper, nemlig bakterier (typisk størrelse på ca 1 µm), virus (typisk < 0.1 µm) og parasitter (typisk 3 – 10 µm). Disse har ulike egenskaper, størrelse og motstandsdyktighet overfor de aktuelle desinfeksjonsmetodene. Effektiviteten av de aktuelle desinfeksjonsmetodene er kvalitativt summert i tabell 2.

Tabell 2. Effektiviteten av de vanligst benyttede desinfeksjonsmetodene

Desinfeksjonsmetode	Bakterier	Virus	Parasitter
Klorering	Svært god	Ganske god	Dårlig
Ozonering	Svært god	Svært god	Delvis god ¹
UV-bestråling	Svært god	God ²	Svært god

¹ God overfor *Giardia*, mindre god overfor *Cryptosporidium* ² Bedre overfor noen virus enn andre

Desinfeksjonseffekten angis generelt som log inaktivering ($\log (N_t/N_0)$), der N_t er konsentrasjonen av organismer etter tiden t og N_0 er start konsentrasjonen. En log inaktivering på 2 tilsvarer derfor 99 % fjerning, en log inaktivering på 3 tilsvarer 99.9 % fjerning, osv. Effekten som oppnås er proporsjonal med den virksomme konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddel (C) multiplisert med tiden (t) denne konsentrasjonen virker, dvs den såkalte Ct-verdien. Det gir følgende sammenheng:

$$\text{Log inaktivering} = \log (N_t/N_0) = k C t$$

Der k er inaktiveringkonstanten som er avhengig av både desinfeksjonsmetoden og organisme typen. Dosen av desinfeksjonsmiddel angis derfor som Ct-verdi.

Klorering har vært den dominerende desinfeksjonsmetoden, men siden den virker dårlig overfor parasitter (se tabell 2) er den i dag ofte supplert med f.eks. UV-desinfeksjon. Klor benyttes i ulike former, som klorgass (Cl_2), som natriumhypokloritt (NaOCl) i en klorlösning eller produsert på stedet ved elektrolyse av NaCl , eller som kalsiumhypokloritt (Ca(OCl)_2), et tørt produkt som løses opp i vann før bruk. Uavhengig av hvilken klor form som doseres, foreligger fritt klor i vannet som HOCl og OCl^- . Forholdet mellom HOCl og OCl^- er bestemt av pH (ved $\text{pH} < 7$ dominerer HOCl). HOCl er imidlertid mye mer effektivt desinfeksjonsmiddel enn OCl^- , og man bør derfor benytte en lav pH i klor desinfeksjonstrinnet.

Ozon, O_3 , er en gass som er ustabil og derfor må produseres på stedet der den skal brukes. Ozon er et svært kraftig oksidasjonsmiddel, og det er mer effektivt enn klor for inaktivering av alle typer av mikroorganismer (parasitter, bakterier, virus). Ozon er lite brukt i Norge, men bruken er økende, spesielt siden den også kan benyttes for en rekke oksidasjonsformål.

Desinfeksjon med UV-lys er blitt svært populært de senere årene. Hovedårsaken til dette er at UV er svært effektiv overfor parasitter i motsetning til klor og til dels ozon. Også ved UV-bestråling gjelder Ct-prinsippet. Her dreier det seg imidlertid om strålingsintensitet i stedet for konsentrasjon.

Fjerning av partikler fra vann er en viktig del av vannbehandlingen. De vanligste partikkel separasjonsprosessene er:

- Siling
- Sedimentering
- Flotasjon
- Filtrering gjennom granulært medium
- Membranfiltrering

Mange partikler er imidlertid svært små (kolloider; 0.01 – 1 µm), og vil på grunn av størrelse og ladning (negativ) holde seg svevende i vannet og være vanskelig/umulig å fjerne med de fleste separasjonsprosesser. Vi sier kolloidene er stabile, dvs at de ikke løper sammen og danner større partikler.

For å destabilisere kolloider benyttes koagulering, dvs dosering av en koagulant, vanligvis som et salt av jern eller aluminium. De positive metall ionene nøytraliserer de negative kolloidene slik at disse vil kunne aggregere til større partikler som lar seg separere fra vannet med metoder som filtrering, sedimentering eller flotasjon.

UV-dosen er produktet av strålingsintensitet (I) og strålingstid (t) og er synonymt med Ct-begrepet. Det er viktig å være oppmerksom på at inaktiveringseffektiviteten er avhengig av intensiteten på UV-lyset og denne igjen er avhengig av en rekke faktorer, som aldring av lampene, beleggdannelse på kvartsrørene og ikke minst vannkvaliteten (for eksempel farge og turbiditet). Dette er faktorer man må ha kontroll over for å sikre en tilfredsstillende UV-desinfeksjon.

Siden mikroorganismer er partikler med en gitt størrelse, vil partikkelfjerningsprosesser (se neste kapittel) også til en viss grad fjerne patogene organismer.

3.2 Partikkelfjerning

Fjerning av partikler fra vann er en viktig del av vannbehandlingen. De vanligste hovedprosessene for partikkelseparasjon er:

1. Siling
2. Sedimentering
3. Flotasjon
4. Filtrering gjennom granulært medium
5. Membranfiltrering

Siler benyttes ofte som forbehandling for fjerning av større partikler. De finnes i mange utforminger og størrelser (lysåpning). Grovsiler har typisk en lysåpning på 2 – 4 mm, mens finsiler har typisk 0.4 – 0.8 mm lysåpning og mikrosiler har ned til 0.02 – 0.1 mm lysåpning. De kan være utformet som f.eks. plansiler eller trommelsiler. Mikrosiler er ofte trykksiler slik at trykklinjen i anlegget ikke trenger brytes.

Mange partikler i vann er imidlertid svært små (kolloider; diameter 0,01 - 1µm), og vil pga størrelse og ladning (negativ) holde seg svevende og skape turbiditet i vannet. Vi sier at kolloidene er "stabile", dvs at de ikke løper sammen eller bunnfeller. For å destabilisere den kolloidale suspasjonen benyttes koagulering. I denne prosessen tilsettes en koagulant, vanligvis aluminium eller jern. De positivt ladede metall-ionene nøytraliserer den negative ladningen av partikkelen slik at denne kan knyttes til metallhydroksyd som felles ut når metall-ionene reagerer med vannet. Denne prosessen kaller vi koagulering og den er over i løpet av sekunder. Partiklene løper da sammen i større aggregater, som imidlertid

fortsatt er svært små (typisk 1-10 µm), men som nå er ladningsnøytrale. Ved å røre om i vannet kan vi få disse små aggregatene til å henge seg inn i hverandre og å bygge seg opp til større frøkner (100 - 1000 µm) som er så store at de kan lett kan separeres fra vannet (f.eks. ved filtrering, sedimentering eller flotasjon). Denne delen av prosessen kalles flokkulering og den tar mange minutter (typisk 10 – 40 min) å gjennomføre.

Sedimentering er i praksis en kontinuerlig prosess, dvs at vannet med partiklene bringes inn i den ene enden av et basseng, vannet strømmer gjennom bassenget mens partiklene bunnfeller, og det fraseparerte (rensede) vannet kan tas ut i bassengets andre ende. Vi ønsker at en partikkel som kommer inn i bassenget ved overflaten skal ha nådd bunnen og blitt avsatt der før den horisontalt har blitt brakt til enden av bassenget. Dette betyr at alle partikler som har en synkehastighet større eller lik forholdet mellom vannmengden og bassengets overflateareal, vil fjernes ved sedimenteringen. Dette Forholdet, Q (m^3/h) / $A_{overflate}$ (m^2) kalles overflatebelastningen, v_f (m/h). Typisk dimensjonerende overflatebelastning er ca 1.0 m/h. Tradisjonelle sedimenteringsbasseng er vanligvis rektangulære eller sirkulære horisontalstrømnings-basseng.

Ved flotasjon separeres slampartikler fra vannfasen ved at partiklene hefter til små glassbobler som stiger opp mot overflaten. Slammet legger seg som et teppe på overflaten og kan derfra skumes av. Boblene skapes ved å oppløse luft i vannet under høyt trykk. Når trykket reduseres, frigjøres luften i form av ørsmå luftbobler. Flotasjonsprosessen må sies å være noe mer komplisert og energikrevende å drive enn sedimenteringsprosessen, men synes likevel å bli tatt stadig mer i bruk i vannbehandlingen. I tillegg til den gode separasjons- effekten, er fordelen i forhold til tradisjonell sedimentering først og fremst at arealbehovet er mindre da typisk dimensjonerende overflatebelastning er ca 5 – 10 m/h som er vesentlig høyere enn for sedimentering.

Filtrering brukes normalt som siste separasjonssteg i koaguleringsprosessen. Etter grovseparasjonsprosessene sedimentering eller flotasjon vil vannet fortsatt

inneholde en del små partikler som har unnsluppet flokkuleringen og grovseparasjonen slik at rest-turbiditeten i vannet fortsatt er typisk 2-4 NTU. Målet er å bringe turbiditeten godt under 1 og helst under 0.3 NTU. Som det siste separasjonssteg i koaguleringsprosessen brukes derfor filtrering. Filtreringen blir en nøkkel-prosess i koaguleringsanlegget fordi filteret representerer den siste partikkelseparasjonsprosessen. Normalt benyttes filtrering gjennom et granulært medium, vanligvis sand eller et sandlignende granulat. Vi snakker da om dybdefiltrering ettersom partiklene i hovedsak avsettes inne i filtersengen. Det er i Norge også vanlig å benytte sandfiltrering direkte etter koagulering (uten sedimentering eller flotasjon) i forbindelse med humusfjerning (se kapittel nedenfor om humusfjerning). Filtrering er normalt en diskontinuerlig prosess ved at filtrene regelmessig må tilbakespyles (typisk en gang pr døgn).

Ved membranfiltrering separeres partikler fra vann ved at vannet presses gjennom en porøs

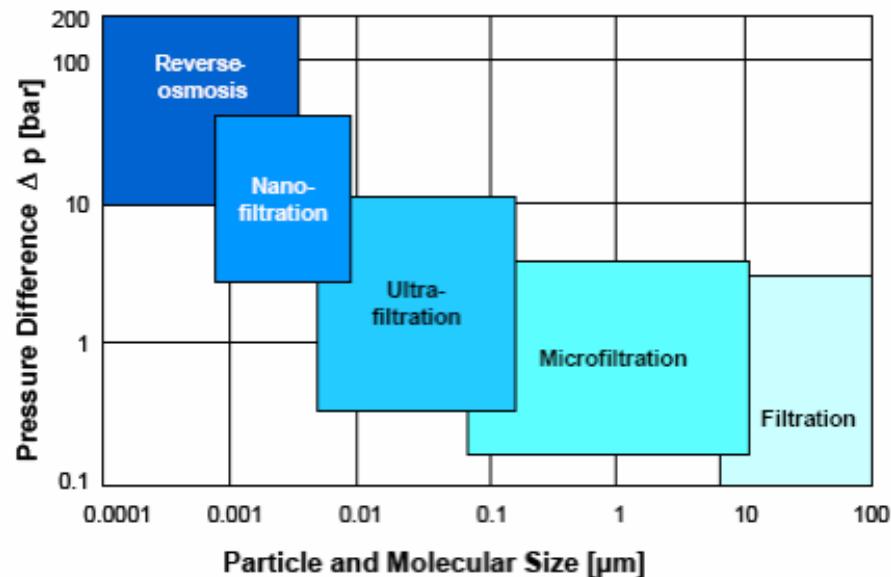
membran mens partiklene holdes igjen pga. deres størrelse i forhold til porenes størrelse. Avhengig av membrantype (membranporestørrelse) kan man fjerne alt fra partikler til saltoner ved hjelp av membraner. De mest åpne membranene er mikrofiltreringsmembraner (100 – 10 000 nm) fjerner kun partikler, mens ultrafiltreringsmembraner (10 – 100 nm) kan også fjerne enkelte store molekyl. Nanofiltreringsmembraner (1 – 10 nm) fjerner større molekyl (f.eks. humus) og noe divalente ioner, mens omvendt osmosemembraner fjerner de fleste ioner. Jo finere membranporeåpningen er, jo høyere trykk må man benytte for å presse gjennom vannet og jo mindre rentvann kan man produsere pr membranoverflate. Dette er illustrert i figur 7. Trykkdifferansen over membranen (angis som trans membrane pressure, TMP) øker med synkende porestørrelse for en gitt vannproduksjon (angitt som fluks) og tilsvarende synker vannproduksjonen (fluksen) med synkende.

Membranfiltrering kan deles inn etter membranporenes størrelse. Jo finere membranporeåpningen er, jo høyere trykk kreves for å presse vannet gjennom (mer energikrevende) og jo mindre rentvann kan produseres pr membranoverflate, men jo renere blir også vannet:

- Mikrofiltrering (100 – 10 000 nm)
- Ultrfiltrering (10 – 100 nm)
- Nanofiltrering (1 – 10 nm)
- Omvendt osmose (< 1 nm)

Den største driftsutfordringen er gjentetting av membranen, såkalt «fouling» på engelsk. Det er derfor viktig å ha gode membranrenserutiner for å begrense foulingen.

I Norge er det vanlig å benytte nanofiltrering direkte uten dosering av koagulant for fjerning av humus.



Figur 7. En oversikt over virkeområdet for ulike membranteknologier

Den største utfordring ved membranfiltrering er gjentetting av membranen eller det som på engelsk kalles "fouling". Det er derfor svært viktig å ha tilfredsstillende membranrenserutiner, samt ha en bærekraftig drift

av membranene som gir liten grad av "fouling".

De vanligste metodene for fjerning av humus er:

- Koagulering etterfulgt av partikkelseparasjoner
- Nanofiltrering (membranfiltrering)
- Ozonering etterfulgt av biofiltrering
- Ionebytting

I Norge er det mindre vanlig å måtte fjerne mikroforurensning. De mest aktuelle metodene dersom fjerning er nødvendig er: adsorpsjon på aktivt kull, oksidasjon eller biologisk nedbrytning.

Ved reduserende forhold, spesielt i grunnvann, kan man ha for høye konsentrasjoner av oppløst jern og mangan på toverdig form. For å fjerne jern og mangan må de da først oksideres (kjemisk eller biologisk).

Oksidert jern og mangan vil felle ut og kan da separeres i dybdefiltre.

3.3 Humusfjerning

For fjerning av humus kan det benyttes flere ulike metoder. De vanligste metodene i Norge er:

1. Koagulering etterfulgt av partikkelseparasjoner
2. Nanofiltrering (membranfiltrering)
3. Ozonering etterfulgt av biofiltrering
4. Ionebytting

Koagulering etterfulgt av sandfiltrering (kalt direktefiltrering eller kontaktfiltrering) er den vanligste humusfjerningsprosessen i Norge. Koaguleringen skjer normalt ved tilsetting av en koagulant basert på aluminium eller jern. Hensikten med koagulant-tilsettingen er å nøytralisere den negative ladningen som humus-molekylene bærer og slik at aluminium (evt. jern) hydroksyd utfellinger dannes som humusmolekylene kan adsorberes til (feste seg til). Koagulanter bidrar også til at de fnokkene som utfelles (og som humusen er knyttet) til lar seg feste til filterkorna når vannet med de utfelte fnokkene passerer gjennom sandsengen. Det er vanlig å benytte 2-media filter (antrasitt og sand) for fjerning av fnokkene, men også 3-media filter (antrasitt, sand og marmor) er vanlig der humusfjerning kombineres med korrosjonskontroll.

Membranfiltrering (nanofiltrering) for rensing av humusvann med lav turbiditet basert på direkte humusseparasjon ved tverrstrømsfiltrering i spiralmoduler som inneholder membraner (oftest av cellulose acetat) er en vanlig humusfjerningsmetode i Norge. Nanofiltrering baserer seg på at vannet presses gjennom en membran med svært liten poreåpning (1–5 nm) under 8–10 bar trykk mens humusmolekyler (og partikler) i vannet holdes tilbake.

Ozon, som er et kraftig oksidasjonsmiddel, kan brukes til å bleke brunfarget humusvann. Humus er store organiske molekyler som inneholder dobbeltbindinger og aromater som gir vannet en brunfarge. Ozon splitter disse bindingene og fjerner dermed vannets farge (men fjerner i liten grad organisk stoff, i form av DOC). I denne prosessen omdannes en del av humusen til biologisk nedbrytbare

organiske forbindelser som må fjernes i et etterfølgende biologisk filter.

Humus kan også fjernes ved ionebytting. Vi kaller ionebytteren kationisk når den har utbyttbare kationer (for eksempel Na^+) og anionisk når den har utbyttbare anioner (for eksempel Cl^- og OH^-). Ettersom humus er negativt ladede, store molekyler, benyttes makroporøse anionbyttere til humusfjerning. Etter en tids bruk må ionebytteren regenereres ($2\% \text{ NaOH} + 10\% \text{ NaCl}$).

3.4 Fjerning av andre forbindelser

Fjerning av organisk mikroforurensninger

Samlebetegnelsen organiske mikroforurensninger inkluderer her en rekke ulike type forbindelser, f.eks. ulike lukt- og smaksstoffer (naturlige og menneskeskapte), algetoksiner, farmasøytske restprodukter, pesticider, osv. Normalt er slike forurensninger ikke et stort problem i Norge, men i høyt belastede drikkevannskilder kan det være et problem.

Enkelte av disse forbindelsene vil til dels fjernes i tradisjonelle fellings- og biologiske prosesser. I en del tilfeller er det imidlertid behov for ytterligere behandling. De mest aktuelle prosessene vil være avhengig av forbindelsene som skal fjernes og vil typisk være adsorpsjon på aktivt kull, oksidasjon (eventuelt avansert oksidasjon) eller biologisk nedbrytning. En kombinasjon av disse metodene kan også være aktuelt.

Fjerning av uorganiske forbindelser

Vi finner ofte for høye jern og mangankonsentrasjoner i grunnvann og i vann fra dyplagene i innsjøer. Forbindelsene foreligger da ofte oppløste, på toverdig form (Fe^{2+} , Mn^{2+}). For å fjerne jern og mangan må de først oksideres (kjemisk eller biologisk). Oksidert jern og mangan har lav løselig og feller derfor ut. For å separere utfelte jern- og manganforbindelser benyttes normalt dybdefiltre. Det er viktig å påse at både oksidasjons- og separasjonsbetingelsene er tilfredsstillende for å oppnå god fjerning.

Fjerning av oppløste gasser (spesielt CO_2 -gass) kan også være aktuelt i fra grunnvann. Dette gjøres ved å lufte vannet (f.eks. blåse inn luft). CO_2 vil da stripes ut samtidig som

Det er to fundamentalt forskjellige metoder for korrosjonskontroll som er vanlig i Norge:

- Karbonatisering (justering av pH, alkalitet og kalsium)
- Dosering av vannglass (natriumsilikat)

Ved karbonatisering anbefales følgende rentvannskvalitet:

- pH 7.5 – 8.5
- Alkalitet 0.6 – 1.0 mmol/L
- Kalsiumkonsentrasjon 15 – 25 mg Ca/L

Ved dosering av vannglass anbefales det å dosere inntil rentvanns-pH øker til 7.5 – 8.5 (vannglass er en basisk løsning som vil heve pH).

vannet oksygeneres, hvilket er påkrevet dersom oksygenkonsentrasjonen er lav.

3.5 Korrosjonskontroll

Typisk norsk vannkvalitet er sur, bløt og humusholdig. Dette medfører at vannet til dels er svært korrosivt overfor de fleste materialene som benyttes i ledningsnettet. De fleste vannverk har derfor behov for vannbehandling for korrosjonskontroll. Med korrosjonskontroll menes vannbehandlingstiltak som har til formål å hindre eller redusere innvendig korrosjon. Det er i hovedsak to strategier man kan velge for korrosjonskontroll:

1. Karbonatisering - som innebærer å manipulere med karbonatsystemet (dvs pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjonen)
 - Heve pH til 7.5 – 8.5, heve alkalitet til 0.6 – 1.0 mmol/L og heve kalsiumkonsentrasjonen til 15 – 25 mg Ca/L
2. Tilsetting av korrosjonsinhibitor – som vil hindre/redusere korrosjonen. Ulike korrosjonsinhibitorer kan brukes, men her i landet er det først og fremst tilsetting av såkalt "vannglass" (en silikatforbindelse) som brukes
 - Dosere vannglass inntil rentvanns-pH øker til 7.5 – 8.5

For å karbonatisere kan benyttes flere ulike behandlingsprinsipper. De vanligste er:

- dosering av CO₂ etterfulgt av marmorfiltrering og eventuelt lutdosering enten alene eller kombinert med koagulering/direktefiltrering for humusfjerning (f.eks. Moldeprosessens)
- dosering av kalk + CO₂
- dosering av CO₂ + mikronisert marmor + lut

Vannglass derimot doseres i flytende form rett fra doseringstank.

Dette notatet er forfattet av Stein W. Østerhus, Professor ved Institutt for vann- og miljøteknikk.



Forelesningsnotat Nr. 13 - Professor Stein W. Østerhus

Avløpsrensing

Formålet med notatet er å gi en innføring i rensing av avløpsvann.

Man skal ha lært om:

- Sammensetning og karakterisering av avløpsvann
- Generelt om rensemetoder for avløpsvann
- Krav til rensing av avløpsvann

1. INNLEDNING

Sammensetning og karakteristikk av avløpsvann

Avløpsvann (fra byer og tettsteder) inneholder det som slippes til avløpsnettet, dvs. vaskevann og toalettavløp fra husholdninger, prosessvann fra industri, avrenning fra gater og veier, vaskevann fra bensinstasjoner etc.

Disse avløpstypene inneholder ulike typer av forurensende stoffer som forekommer som partikler eller i løst form. Typiske sammensetning av hovedkomponentene i avløpsvann er gitt i tabell 1. Ved rensing av avløpsvann er det primært det organiske materialet og næringsstoffer man tar sikte på å fjerne. Gitt at mye foreligger som partikler vil man ved effektiv fjerning av det som er partikulært og suspendert oppnå høy rensegrad uten om næringsstoffene.

Tabell 1: Typisk sammensetning av avløpsvann – partikulært vs. løst

Andel	Partikulært	Løst
Partikler – suspendert stoff	100 %	0 %
Organisk stoff – BOF/KOF	70 %	30 %
Næringsstoffer – fosfor/nitrogen	30 %	70 %
Bakterier / virus	95 %	5 %
Tungmetaller	80 %	20 %
Organiske miljøgifter	80 %	20 %

I en kortfattet situasjonsbeskrivelse av rensing av avløpsvann i Norge vil man kunne si følgende; vi har en utpreget desentralisert struktur på avløpsrensing, noe som skyldes typisk bosettingen i landet med spredt

bebygelse og små tettsteder. Etter å ha bygget mange avløpsrenseanlegg, har vi nå få alvorlige forurensningssituasjoner som skyldes utslip av kommunalt avløpsvann. Det er likevel fortsatt mange byer og tettsteder som

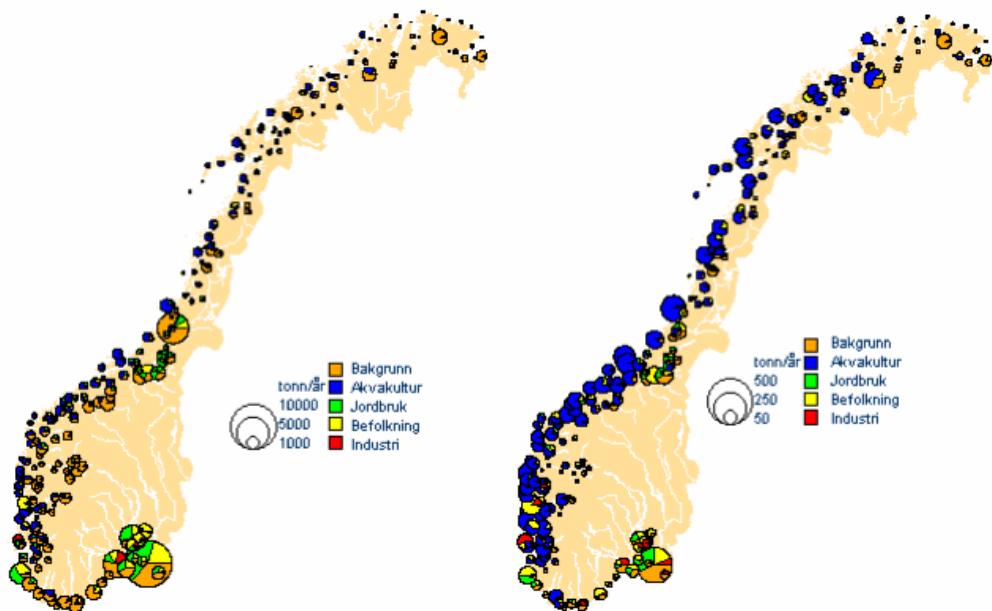
Størstedelen (80 – 100 %) av avløpsvannets innhold av partikler (SS), organisk stoff (BOF eller KOF), bakterier og virus, tungmetaller og organiske miljøgifter foreligger i partikulær form, mens ca 30 % av næringsstoffene (tot-P og tot-N) foreligger i partikulær form.

Ved effektiv partikel fjerning vil man derfor oppnå god renseeffekt for avløpsvannet på de fleste parameterne.

Myndighetenes krav til rensing av avløpsvann (krav til renseeffekt) er bestemt av typen recipient og belastnings situasjon på recipienten.

ennå ikke har bygd ut renseanlegg. De fleste vassdragene i landet er i utgangspunktet oksygenrike. Man har derfor lagt mer vekt på fjerning av fosfor (P) enn organisk stoff (biologisk oksygenforbruk, BOF) her i landet. Ved utslip til terskelfjorder er det lagt mer vekt på fjerning av P og partikler (suspendert

stoff, SS) enn nitrogen (N) og BOF. Ved utslip til gode sjøresipenter er det lagt mer vekt på SS-fjerning enn P-, N- og BOF-fjerning. Det stiller ikke krav til utslippenes hygieniske kvalitet. Vi har svært få store anlegg og svært mange små. Vi har mange kjemiske (og kjemisk/biologiske) og få biologiske anlegg.

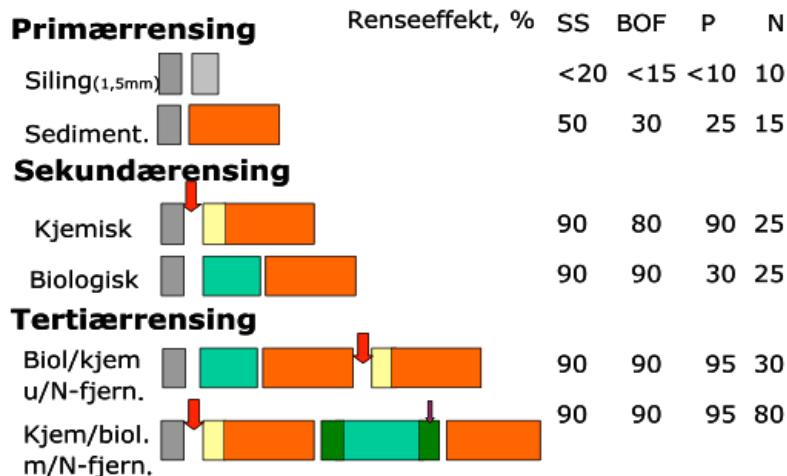


Figur 1: Tilførsel av næringsstoffer (nitrogen/fosfor) langs norskekysten.

I figur 1 er det vist tilførsel av næringsstoffer langs norskekysten. Det som kjennetegner nitrogen forholdene er at tilførsler fra befolkning (kloakk) og jordbruk dominerer på Sør-Østlandet, tilførsler fra akvakultur dominerer på Vestlandet og i Nord Norge, og det er kun i Indre Oslofjord vi per i dag har utbygget renseanlegg for N-fjerning. For fosfor gjelder det at tilførsler fra befolkning (kloakk) og jordbruk dominerer på Sør-Østlandet og i fjordene, tilførsler fra akvakultur dominerer på kysten på Vestlandet og i Nord Norge, mens strekningen Svenskegrensa til Boknfjorden er definert som sensitivt mht P og her vi har P-fjerningsanlegg.

2. RENSING AV AVLØPSVANN

Rensing av avløpsvann klassifiseres som primær rensing, sekundær rensing og tertiar rensing (se tabell 3). Rensemønstrene består av forskjellige enhetsprosesser som inkluderer mekanisk rensing, kjemisk rensing, biologisk rensing eller en kombinasjon av disse. Sammensetning av rensesprosessene og hvilken grad de er i stand til å fjerne hovedkomponentene i avløpsvannet er vist i figur 2. Valg av tiltak eller prosessløsning vil selvsagt være avhengig av krav til rensing gitt ved utslipstillatelsen.



Figur 2: Tilførsel av næringsstoffer (nitrogen/fosfor) langs norskekysten.

I forbindelse med krav til avløpsrenseanlegg og dimensjonering av disse skiller det mellom primærrensing (fjerning av partikler), sekundærrensing (fjerning av opplost organisk stoff) og tertiarrensing (fjerning av næringssalter, dvs tot-P og tot-N).

Norge har mange små avløpsrenseanlegg (< 2 000 pe) sammenlignet med for eksempel Danmark og Sverige som har mange mellomstore anlegg (10 000 – 50 000 pe).

Sammenlignet med Sverige og Danmark vil man se det som er typisk for norske forhold (tabell 2). Kravene til rensing eller grenser til utslipp av hovedkomponentene til recipient er i prinsipp nokså like. Hovedgrunnen til dette er at alle land følger de krav og retningslinjer om er gitt i de respektive EU direktiver som omhandler krav til rensing av avløpsvann og utslipp. Det som skiller Norge noe ut fra de fleste Europeiske land er at kjemisk rensing

dominerer i Norge, noen ganger kombinert med biologisk rensing, mens biologisk rensing er mye mer vanlig i andre land. Norge er også i den litt spesielle situasjonen at vi har en lang kystlinje som gjør at en stor prosent av våre utslipp er til kyst/hav recipienter. Dette påvirker krav til utslipp og valg av rensemetoder i forhold til recipientens sensitivitet til næringsstoffer osv.

Tabell 2: En sammenligning av rensing av avløpsvann mellom Norge, Sverige og Danmark

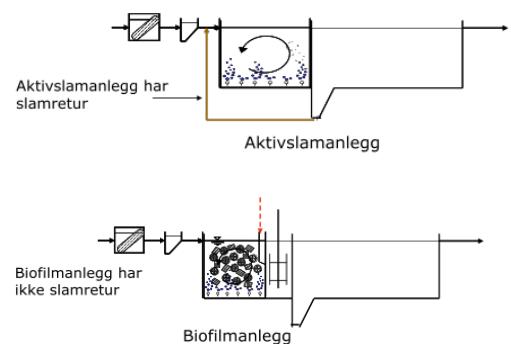
	Norway	Sweden	Denmark
Wastewater effl. stand.			
BOD	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
N	10 – 20	10 - 20	10 – 20
P	70 % removal 0,3 – 0,8	8 – 12 0,3 – 0,5	8 1,0
Typical treatment plant	Many chemical plants Biol./chem., many biofilm plants	Biol./chem., Many AS plants, pre- or post precip.	Biol./chem.. mostly AS, bio. P-removal w/ simult. precip.
Typical size of treatment plants	Many small – sized 85 % < 2000 pe, < 5 > 100.000 pe	Many medium-sized 10 – 50.000 pe, > 20 > 100.000 pe	Many medium-sized 10 – 50.000 pe, > 20 > 100.000 pe
Sludge disposal	~ 50 % to agriculture. ~ 10 % to compost ~ 30 % to landfill	~ 50 % to agriculture. ~ 30 % to landfill ~ 10 % incineration	~ 40 % to agriculture. ~ 20 % to landfill ~ 30 % incineration
Effluent disposal			
Fresh water	~ 20 %	~ 40 %	~ 40 %
Coastal water	~ 80 %	~ 60 %	~ 60 %

Prinsippet for oppbygging av renseanlegg er vist i figur 3 – 5. Illustrasjonene viser henholdsvis prinsippet for kjemisk rensing, biologisk rensing basert på aktivslam og biofilm anlegg, og kombinasjonen av biologisk-kjemisk rensing.

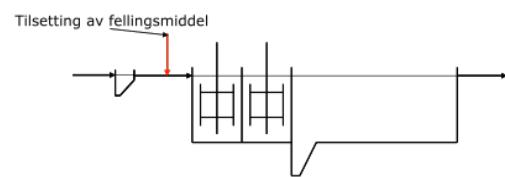
Ved oppbygging av avløpsrenseanlegg benyttes det mekaniske, kjemiske, og biologiske renseprosesser, samt kombinasjoner av disse. For biologiske anlegg skiller man mellom aktivslam-anlegg og biofilm-anlegg. For kombinerte kjemiske-biologiske anlegg er anleggstypen bestemt av hvor det kjemiske trinnet er plassert i selve renseanlegget. Det skiller da mellom:

- Forfelling: kjemisk felling og slamseparasjon før den biologiske behandlingen.
- Etterfelling: biologisk behandling og slamseparasjon før kjemisk felling.
- Simultanfelling: kjemisk felling men ingen slamseparasjon før den biologiske behandlingen, eller kjemisk felling direkte i det biologiske behandlings-trinnet.

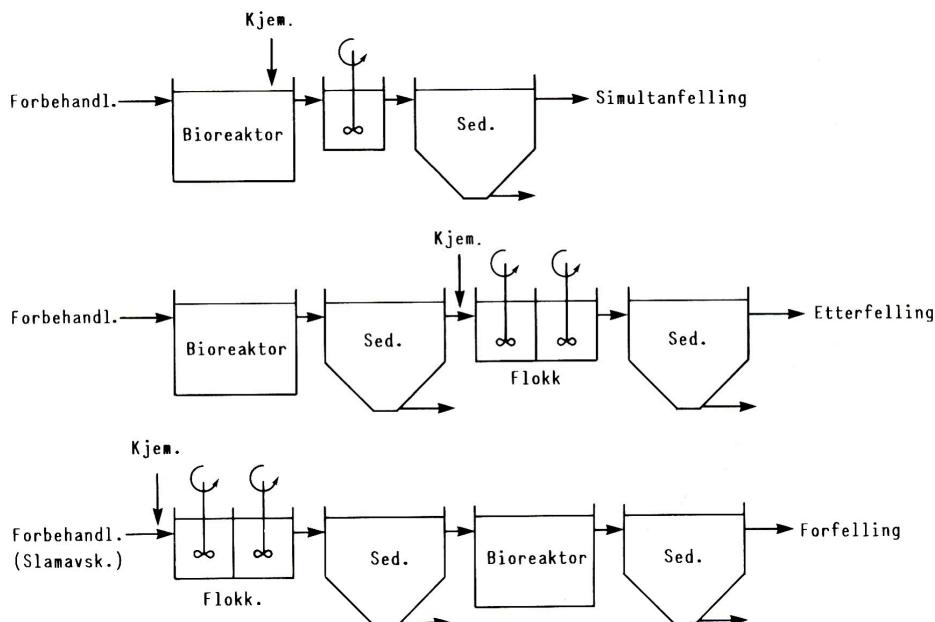
Aktuelle enhetsprosesser og avløpsrenseanlegg er mer detaljert beskrevet i selve forelesningsfilene (dvs kopi av powerpoint filene fra forelesningene). Disse forelesningsfilene bør derfor konfereres.



Figur 4: Prinsippskisse for biologisk rensing – aktivslam og biofilm anlegg.



Figur 3: Prinsippskisse for kjemisk rensing.



Figur 5: Prinsippskisse for biologisk-kjemisk rensing – simultanfelling, forfelling, etterfelling.

3. NASJONALE KRAV TIL RENSING AV AVLØPSVANN

Kravene til rensing gis i henhold til en avløpsforskrift som er gitt av Miljøverndepartementet i medhold av Lov om vern mot forurensning og EUs direktiv om rensing av avløpsvann fra byområder.

Tabell 3 angir kravene til rensing i forhold til renseprosess som gis i de nye forskriftene.

Tabell 3: Minimumskrav til rensing i de nye forskriftene

Forskiftene stiller rensekrev til ulike parametere avhengig av om det kreves primærrensing, sekundærrensing eller tertiærrensing. Ved primærrensing stilles det betydelige krav til utslipp av suspendert stoff (SS) og kun moderate krav til organisk stoff (BOF₅), ved sekundærrensing stilles det derimot relativt strenge krav til organisk stoff (BOF₅ og KOF), og ved tertiærrensing stilles det relativt strenge krav til næringsstoff (tot-P og tot-N).

Rensemønster	Maks. konsentrasjon	Minste %-reduksjon
Primærrensing ¹⁾	BOF ₅ : 40 SS : 60 mg/l	20 % 50 %
Sekundærrensing ^{1),4),5)}	BOF ₅ : 25 mg/l KOF : 125 mg/l	70 % 75 %
Tertiærrensing ^{2),5)}	Tot P : 0,2 mg/l Tot N : 10-153) mg/l	90 % 70-80 %

- 1) Maks 3(2) av 24(12) prøver kan være dårligere enn kravet (87,5 (83,3) % innenfor)
- 2) Kravene er basert på årlig middelverdi
- 3) 10 mg/l for anlegg > 100.000 pe og 15 mg/l for anlegg på 10.000-100.000pe
- 4) Kons.- eller %-kravet for både BOF og KOF må oppfylles (evt. % v/BOF og kons. v/KOF (tilsvarende med P og SS)
- 5) Ingen enkeltprøver tillates å overstige 100% av kravverdien mht BOF eller KOF

Dette notatet er forfattet av Stein W. Østerhus, Professor ved Institutt for vann- og miljøteknikk.



Forelesningsnotat Nr. 14 - Professor Helge Brattebø

Livsløpsanalyse (LCA)

Prinsipper og metodikk for miljøvurderinger

Formålet med dette notatet er å gi en introduksjon til livsløpsanalyse (LCA).

Du skal ha lært:

- hva en LCA er og hva hensikten er
- hva funksjonell enhet i en LCA er
- hva skjer i fasen inventaranalyse (LCI)
- hva skjer i fasen miljøpåvirkningsanalyse (LCIA)
- hva er typiske kategorier miljøpåvirkning, med tilhørende faktorer og indikatorer

LCA hjelper til å unngå et for snevert fokus:

- dekker bredt mht miljøproblematikk
- hele livsløpet
- globalt

INTRODUKSJON

Tidligere i dette faget har vi introdusert bærekraft og bærekraftvurderinger, og vist til den økende betydningen av miljøvurderinger, også innen byggenæringen. Vi har også gitt eksempler på metodikken for miljøklassifisering av bygninger. I dette notatet tar vi for oss prinsipper og metodikk for livsløpsanalyse.

I utgangspunktet kan livsløpsanalyse utføres for ulike formål, men fellesnevneren vil være at hele livsløpet for det man vurderer analyseres. Normalt skiller vi mellom to typer analyser:

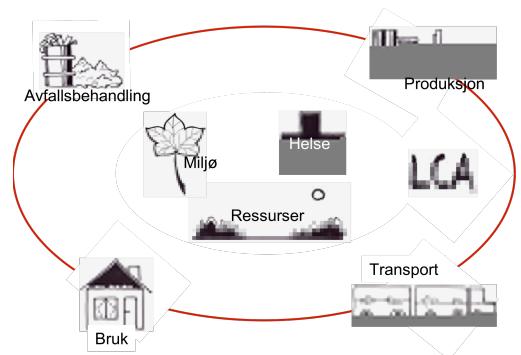
- Analyse av *miljømessige* forhold over livsløpet - LCA:
 - Vanlig norsk benevnelse er «livsløpsanalyse» eller «livsløpsvurdering»
 - Vanlig engelsk benevnelse er «environmental life cycle assessment» eller bare «life cycle assessment»
- Analyse av *kostnader* over livsløpet - LCC:
 - Vanlig norsk benevnelse er «livsløpskostnadsanalyse» eller «levetidskostnadsanalyse»
 - Vanlig engelsk benevning er «life cycle costing» eller «life cycle cost analysis»

I dette notatet omtaler vi utslukkende LCA, dvs prinsippene og metodikken for analyse av de miljømessige forhold over livsløpet til det systemet man studerer.

LCA er en metodikk for å vurdere enhver miljøpåvirkning fra alle stadiene av en prosess eller et produkt fra «vuggen til graven»; dvs. fra råvareuttag via produksjon av materialer,

halvfabrikata og ferdigvare, og videre til distribusjon og bruk (inkl. drift og vedlikehold gjennom hele levetiden) og endelig avhending eller gjenvinning. *Hensikten* med en LCA er å få et dokumentert grunnlag for å redusere disse miljøpåvirkningene. En LCA hjelper til å unngå et for snevert fokusområde når det gjelder sannsynlige miljømessige påvirkninger, blant annet fordi man:

- Vurderer bredden i mulige miljøpåvirkninger (helse, miljø og ressurser) og ikke kun noen få utvalgte slike (eks. drivhusgassutslipp)
- Vurderer hele livsløpet (produksjon, transport, bruk, avfallsbehandling) og ikke kun en av disse fasene (eks. produksjon)
- Vurderer disse ut fra en global sammenheng (hele verden, der hvor viktige aktiviteter faktisk skjer) og ikke kun ut fra lokale forhold



Figur 1: En LCA vurderer et produkts sannsynlige påvirkning på helse, miljø og ressurser, samlet for alle faser over produktets livsløp.

Figur 1 illustrerer dette helhetsperspektivet, og kan suppleres med to enkle eksempler:

- i) en bil som produseres i Tyskland, men som skal brukes i Trondheim
- ii) et boligbygg som bygges i Trondheim

I begge disse eksemplene er det lett å forstå at man ønsker tekniske løsninger som gir lavest mulig miljøpåvirkning, men hvordan skal så dette analyseres?

Vel, først kanskje vi skal innrømme at både en bil og et boligbygg er temmelig komplekse systemer, sammensatt av en mengde komponenter, som hver for seg, og i sum, må bidra til en miljøvennlig løsning. I praksis vil vi derfor måtte analysere hver enkelt komponent, ut fra den funksjonen denne komponenten leverer i sitt «*produktsystem*» (bil eller boligbygg), og hvor miljøvennlig denne er gitt at den kan utformes på alternative tekniske måter, og hvert alternativ da trolig med ulik miljøpåvirkning.

Ufordeningen blir dermed at vi må kunne analysere hvilken (potensiell) miljøpåvirkning en komponent har, for ulike alternative utforminger, men samtidig forutsatt at den skal levere den samme funksjon (dvs. samme kvalitet i denne funksjonen).

Skal vi kunne sammenligne ulike løsninger, må vi derfor altså kunne kreve at de leverer samme funksjon. For bilen betyr dette for eksempel at motoren må levere en definert ytelse, uavhengig av teknologi og drivstoff, eller kan hende enda bedre, at en bil av en gitt klasse (størrelse) må levere en definert kjørelengde (f.eks. 100 000 km eller den kjørelengde man trenger for et normalt forbruk over 12 års levetid), og at vi analyserer alle miljøpåvirkningene (helse, ressursforbruk og utslipp) fra denne leverte funksjonen.

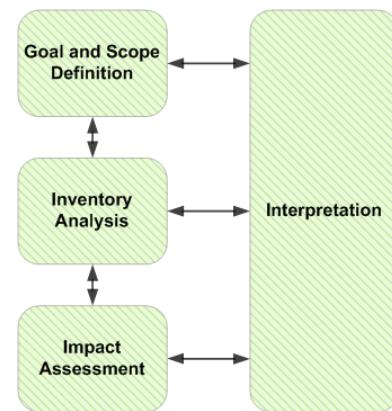
På samme måte, for boligbygget, der vi kunne være interessert i å analysere mer i detalj oppvarming og energiforbruk, og dermed må se både på energikilde, oppvarmingssystem og isolasjon/varmetap i bygget. Her kunne det være aktuelt å definere funksjonen som oppvarming av 100 m² gulvareal til behagelig romtemperatur over ett år eller hele byggets levetid.

Vi sier, på denne bakgrunn, at en LCA er *funksjonsorientert*, ved at vi egentlig studerer hvordan en bestemt funksjon overfor brukeren vil gi miljøbelastning av ulik type og omfang. Denne funksjonen kan selvsagt leveres med vidt ulike tekniske løsninger. Opgaven blir å analysere disse alternativene på en mest mulig sannferdig måte, slik at sammenligningen blir rettferdig og vi kan trekke robuste og troverdige konklusjoner mht hvilket alternativ som bør velges. Dette er i praksis ofte

revende, men desto viktigere å vektlegge, siden vi ønsker at miljøhensyn skal spille en (viktig og troverdig) rolle ved valg av løsning. En LCA skal derfor utføres etter internasjonalt vedtatte og standardiserte retningslinjer, fastsatt av ISO gjennom ISO 14040-serien (ISO 2006).

I praksis kan en LCA brukes for forskjellige formål, men i hovedsak benyttes det for å:

- dokumentere miljøpåvirkningene av et produkt over hele dets verdikjede, som grunnlag for å fokusere viktige områder for forbedringer
- sammenlikne alternative tekniske utforminger av et produkt for å kunne velge det miljømessig beste alternativet
- identifisere aktuelle gode løsninger for avfallshåndtering og gjenvinning i et produktsystem
- utvikle miljødokumentasjon til eksterne kommunikasjoner, for miljøvaredeklarasjoner og miljømerking
- skaffe bedre grunnlag for innspill til myndighetenes utforming av politikk og virkemidler



Figur 2: Strukturen i en LCA

STRUKTUREN I EN LCA

I henhold til ISO 14040 skal en LCA utføres i fire faser, og som det fremgår av figur 2 har alle de tre første inngrep med tolkningsfasen:

1. Definering av målsetning og omfang (Goal and scope definition)
2. Inventaranalyse (Life cycle inventory analysis – LCI)
3. Miljøpåvirkningsvurdering (Life cycle impact assessment – LCIA)
4. Tolkning (Interpretation)

Den første fasen innebærer at man gjør en grundig problemformulering. De to neste fasene er begge modelleringsorienterte.

LCA sies å være funksjonsorientert fordi du vurderer et produkt ut fra den faktiske funksjonen (ytelsen) det skal levere, uavhengig av alternative tekniske utførelser.

Dermed kan ulike løsninger sammenlignes på rettferdig grunnlag, og den løsningen som gir minst miljøpåvirkning vil være å foretrekke fra et miljøperspektiv.

I inventaranalysen (LCI) skaffer vi oss oversikt alle ressursuttak og utslipp til miljøet.

I miljøpåvirkningsvurderingen (LCIA) regner vi ut den sannsynlige påvirkningen disse har på miljøet.

I inventaranalysen skaffer man seg oversikt over produktets livsløps og alle ressursuttak og utslipp til miljøet som dette medfører. I miljøpåvirkningsvurderingen brukes disse resultatene til å vurdere hvilke skadevirkninger ressursuttak og utslipp kan føre til. I tolkningsfasen er det nødvendig å vurdere en rekke forhold, som tilgjengelighet og kvalitet i datagrunnlag, følsomhet for antakelser og forutsetninger, hvilke deler av livsløpet og hvilke utslipp og miljøkonsekvenser som er de mest kritiske, osv. Samlet sett brukes så dette til å trekke konklusjoner om hvilke tiltak som bør settes ut i livet for å bedre produktets samlede miljøprestasjon.

La oss se litt nærmere på de tre første fasene i en LCA, siden dette gir bedre føeling med analysen.

FASE 1: DEFINERING AV MÅLSETNING OG OMFANG

Denne fasen skal gi en eksakt spesifisering av de spørsmål som skal besvares i analysen. Dette er viktig for å kunne ta de rette valgene og velge ut egnede data senere i arbeidet. For eksempel er det viktig å kjenne det aktuelle geografiske området for produktets bruksfase, dersom vi studerer et produkt som har et stort elektrisitetsforbruk i bruksfasen, fordi elektrisitet produseres på så ulike måter i ulike land, og siden dette påvirker miljøet forskjellig. Det er også nødvendig å vurdere hvordan resultatene fra en LCA skal brukes etter at analysen er utført. Hvem er det som skal ta hvilke beslutninger, og hva kreves av nøyaktighet og objektivitet i analysen? Utføres arbeidet kun som ledd i en intern prosess i bedriften, eller skal man aktivt kommunisere og forsøre arbeidet eksternt, for eksempel i konkurransen mot andre bedrifter med konkurrerende produkter? Det vil oppagt være ulike utfordringer til analysen og analytikeren avhengig av hva som forventes fra den som skal bruke resultatene siden.

Et sentralt begrep i en LCA er *funksjonell enhet*. Vi ønsker å vurdere produktet ut fra den funksjonen det leverer til brukeren. Funksjonen til en lyspære er at den leverer en bestemt lysstyrke i et visst antall timer. Funksjonen til en bil er at den har en bestemt transportkapasitet og kvalitet til sjåfør og passasjer. Funksjonen til utvendig husmaling er at den har evne til å beskytte husets yttervegger mot vær og vind i et visst antall år. Dersom vi ønsker å vurdere hvor miljøeffektiv en lyspære, en bil eller en malingstype er, kan vi ikke unngå å ta både kvaliteten og varigheten i betrakting. Dersom vi ønsker å sammenligne tre ulike typer lyspærer, tre biltyper og tre malings typer, som alle har forskjellige varigheter (levetider), må vi selv sagt korrigere for dette slik at sammenligningen blir

rettferdig. Derfor brukes funksjonell enhet! For lyspæren kunne en god funksjonell enhet være "belysning på et kjøkken i 1000 timer med en lysintensitet på 100 lumen". For bilen kunne enheten være "oppfyllelse av transportbehovet for en gjennomsnittlig husstand bosatt i Trondheim i løpet av et år". For malingen kunne enheten være "10 års beskyttelse for yttervegg av trepanel, på bolighus i Trondheim som er klimamessig normalt utsatt for sol, regn og vind". Slike enheter ville automatisk gi positiv uttelling til de produktene som på best måte oppfyller kravet til god funksjon og har lang levetid.

Som konklusjon om funksjonell enhet kan sies at den skal tjene som fundament for en rettferdig og god sammenligning av alternative måter å løse funksjonen på (produktløsninger), og den skal være *nøytral overfor ulike alternativ, men spesifikk med hensyn til lokalisering, kvalitet og varighet*.

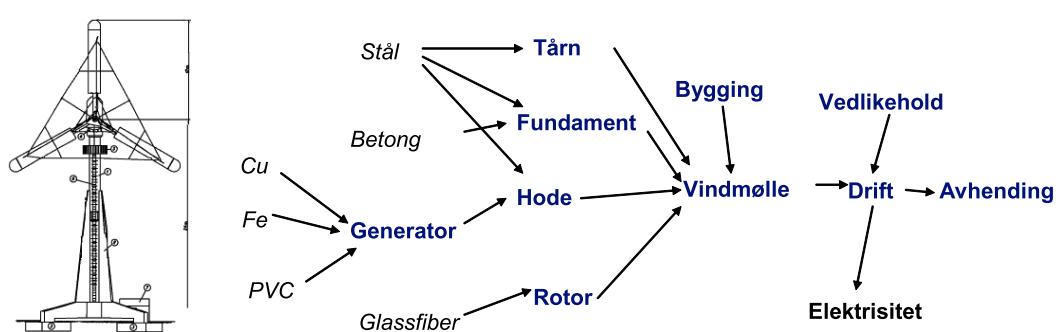
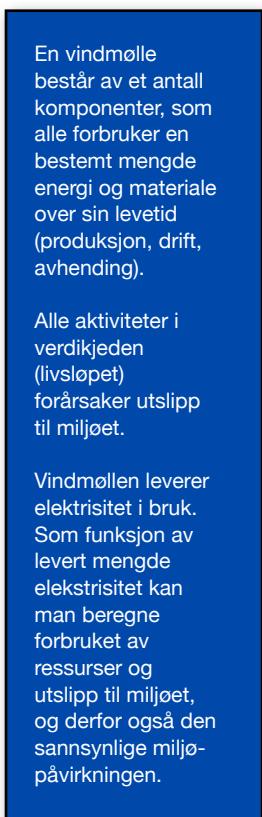
Under defineringen av systemet må man også avgrense analysen slik at man ikke trenger å bruke tid på faktorer som ikke er interessante eller vesentlige. Man kan velge å utelate faktorer som er utenfor ens egen kontroll, hvis poenget med analysen er å bestemme hva en selv faktisk kan gjøre noe med. Hvis to produkter sammenlignes, og de har visse deler av sitt livsløp eksakt likt, kan man velge å utelate disse delene av livsløpet. Dermed kan man for eksempel i en sammenlignende LCA av to biler som kjøres på diesel kontra bensin se bort fra de delene av bilene som ikke påvirkes av bilens motor og vekt.

I figur 3 ser vi en forenklet skisse av systemet for en vindmølle, med tilhørende materialer som inngår i de viktigste komponentene. Vindmøllen bygges og driftes, med vedlikehold og leveranse av elektrisitet, inntil den avhendes. I avgrensningen av en LCA må vi definere systemgrensen mellom produkt-systemet som studeres og systemets omgivelser, og vi må sortere vekk de enhetsprosessene som trolig er uvesentlige og ikke trenger å være med. For personbil-transport kan vi trolig se bort fra innsatsfaktorene som går med til å bygge og vedlikeholde veiene, fordi dette har lite utslag i forhold til produksjon og bruk av en enkelt bil. For vindmøllen kan vi trolig ekskludere gjenstander og anlegg som ble brukt til å produsere vindmøllen og dens komponenter, dvs. selve produksjonsmidlene (som fabrikkbrygninger, lastebiler og jernbane som transporterer varene, osv.). Derimot kan vi ikke se bort fra selve produksjonen og transport av vindmøllens komponenter, men må inkludere det direkte forbruket av materialer og energi og utslipp til miljøet fra både produksjon og transport.

Funksjonell enhet er startpunktet for en LCA.

Vi må kunne vurdere forskjellige tekniske alternativ, på nøytral måte, ut fra at de uansett utforming skal kunne levere samme funksjon (dvs ytelse).

Funksjonell enhet definerer denne ytelsen.



Figur 3: Materialer, komponenter og livsløp for en vindmølle

Som en del av problemformuleringen må det også tas hensyn til hvordan man akter å fordele (allokere) miljøbelastningen mellom to eller flere ulike produkter dersom disse produseres i samme produksjonsprosess (co-production) eller som behandles i samme avfallsanlegg (combined waste treatment). Grunnen til dette er at det ville være galt å bokføre - til vårt ene produkt - alle de råstoffuttak og utslipper som et produksjons- eller avfallsanlegg omfatter når dette håndterer flere produkter parallelt.

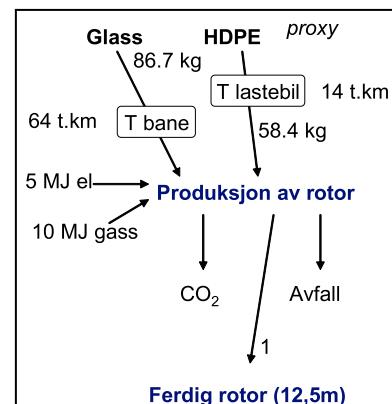
En tilsvarende problematikk har vi i forbindelse med avfallsgjenvinning. Gjenvinning vil oppagte gi reduserte utslipper fordi man unngår deponering eller forbrenning som ellers ville være en naturlig del av avfallsbehandlingen man ville haft, og fordi man unngår unødig forbruk av (jomfruelige) ressurser i det produksjonsystemet som faktisk gjør bruk av gjenvunnet (sekundært) råstoff. Man må derfor også her benytte allokering, og det kan være vanskelig å finne en rettferdig måte å gjøre dette på. For å unngå den vanskelige problemstillingen med allokering kan man i stedet utvide systemet, slik at en LCA ikke bare omfatter det ene produksjonsystemet, men vurderer begge produksjonsystemene samlet.

Det fører for langt å gå nærmere inn på allokeringsprinsipper her, men vi kan i alle fall slå fast at dette er viktig i LCA, og må avklares tidlig i arbeidet, fordi disse valgene kan påvirke sluttresultatet mye.

FASE 2: INVENTARANALYSE (LCI)

Inventaranalysen forkortes med LCI (life cycle inventory). Dette er den mest tekniske fasen i en LCA, og utgjør kjernen av modelleringssarbeidet. Oftest er den også den mest tidkrevende fasen, fordi et omfattende tallgrunnlag må innsamles og tas stilling til. Fokuset rettes mot å bestemme hvordan produksjonsystemet ser ut i detalj, over hele livsløpet. Dette innebærer at man må ta stilling til hvor og hvordan de ulike materialene og komponentene som produktet er bygd opp av

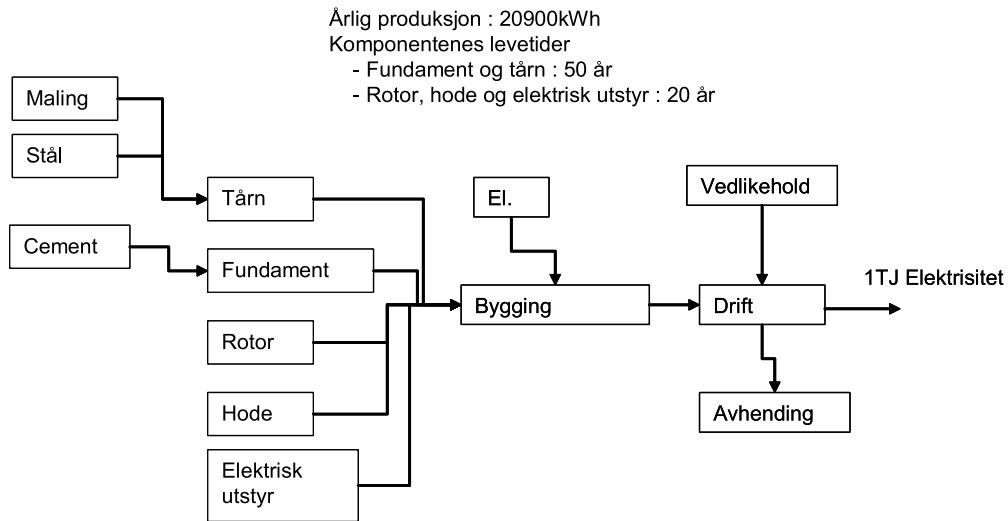
faktisk er produsert, samt type og mengde av fysiske innsatsfaktorer (materialer og energi) og utslipper på hvert sted for produksjon og transport av komponentene. Dette vil så gi en samlet inventaroversikt for produksjonsfasen, i dette tilfellet definert som «cradle to gate», dvs frem til vindmøllen er levert klar til drift.



Figur 4: Forenklet produksjonsystem for en vindmøllerotor.

I figur 4 er det vist en forenklet skisse over systemet som trengs for å lage en inventaroversikt for produksjon av 1 stk rotor til vindmøllen som vi viste i figur 3. Figuren viser at det for produksjon av 1 stk rotor med 12,5 m lengde trengs 86,7 kg glass og 58,4 kg plastpolymer. HDPE er i dette eksempelet brukt som proksimasjon (erstatning) for epoxy som egentlig brukes til framstilling av glassfiber, fordi man ikke hadde gode LCA-data om epoxy. Glass og polymer må transportereres henholdsvis 64 og 14 t.km (tonnkilometer) med jernbane og med lastebil. Videre inngår energi til rotorproduksjonen, med 5 MJ elektrisitet og 10 MJ naturgass. I tillegg gir produksjonen utslipper av CO₂ og avfall, uten at disse strømmene er mengdeangitt her.

Eksempelet ovenfor er som sagt forenklet, men det viser godt metodikken. Når alle de aktuelle fysiske innsatsfaktorer og utslipper for produksjonsfasen er beregnet, må det samme gjøre for bruksfasen og avfallsfasen.



Figur 5: Vindmøllesystemet samlet

På tilsvarende måte kan man gå gjennom alle de andre komponentene som trengs for produksjon av vindmøllen, og deretter beregne inventarverdiene for hele systemet, slik det er vist i figur 5.

Dersom vi fastsetter den funksjonelle enheten for vindmøllesystemet i figur 5 til å være "leveranse av 1 TJ elektrisitet til El-nettet", se figuren, og vet at produksjonen fra en vindmølle er 20900 kWh/år, kan vi regne ut hvor mange vindmøller vi trenger for å tilfredsstille den funksjonelle enheten på 1 TJ.

Hvis vi også kjenner levetiden til de ulike komponentene i møllen (dvs. 50 år for fundament og tårn, og 20 år for rotor, hode og elektrisk utstyr) kan vi beregne hvor mange enheter av hver komponent vi trenger for hver 1TJ funksjonell enhet, se ligningene:

$$N_{rotor} = \frac{10^{12} J}{20900 \frac{kWh}{år} \cdot 20år} \cdot \frac{1kWh}{3.6 \cdot 10^6 J} = 0.665$$

$$N_{tårn} = \frac{10^{12} J}{20900 \frac{kWh}{år} \cdot 50år} \cdot \frac{1kWh}{3.6 \cdot 10^6 J} = 0.226$$

N_{rotor} er dermed lik verdien av funksjonell enhet (1 TJ) dividert med energimengden som en rotor bidrar til å produsere i løpet av sine 20 år.

Tilsvarende er $N_{tårn}$ lik verdien av funksjonell enhet dividert med energimengden som et bidrar til å produsere i løpet av sine 50 år.

På denne måten fordeles bidragene fra de ulike anleggskomponentene ut over levetiden i form av det vi kaller referansestrømmer, alt etter hvor lang levetid de ulike komponentene har. Her ser vi altså at tidsaspektet faktisk har stor betydning i valg av den funksjonelle enheten i en LCA.

Levetiden til vindmøllens ulike komponenter spiller en rolle i LCA fordi vi da kan fordele en bestemt mengde utslipp fra produksjonsfasen på et bestemt antall års drift.

Lengre levetid innebærer at miljøbelastningen fra produksjon blir tilsvarende mindre, relativt sett.

I løpet av de siste 10-15 årene er det utviklet flere gode LCA-verktøy som letter dette arbeidet betydelig, og som selges og brukes kommersielt både innen forskning, rådgivning og internt i bedrifter. Disse dataprogrammene inneholder både ferdige modeller basert på den standardiserte strukturen som en LCA skal gjennomføres etter, samt en rekke databaser som tilbyr typiske verdier for alle viktige typer ressurser og utslipp fra produksjon av en enhet av en bestemt vare eller materialtype (f.eks. for produksjonen av en kilo stål av en bestemt kvalitet). I en analyse i praksis må derimot alle data fra kommersielle databaser gjennomgå en kritisk vurdering og det må suppleres med egne tallverdier for det bestemte produktet man selv studerer.

	per 1 MWh	Windpower Natural gas
(a) Benzo(a)pyrene	kg	1.1 E-6 2.1 E-7
(a) CO	kg	3.4 E-1 6.1 E-1
(a) CO ₂	kg	4.0 E+1 7.4 E+2
(a) Hg	kg	2.2 E-6 3.3 E-6
(a) Methan	kg	1.5 E-1 1.7 E+0
(a) NMVOC	kg	8.0 E-2 1.9 E-1
(a) NOx	kg	1.1 E-1 1.8 E+0
(a) PAH	kg	1.7 E-4 5.7 E-4
(a) particulate matter	kg	1.1 E-1 2.5 E-2
(a) SO ₂	kg	1.5 E-1 2.8 E-1
(w) Ammoniak	kg	6.9 E-4 1.4 E-4
(w) Chloride	kg	3.7 E-1 1.2 E-1
(w) HCl	kg	1.9 E-3 4.9 E-4
(w) Ra 228	kBq	2.8 E-2 6.4 E-3
(w) Ra220	kBq	8.7 E-3 2.6 E-3
(w) sulfate	kg	1.2 E-1 4.9 E-2
④ area benthic II-III	m ² a	4.5 E-1 9.3 E+0
④ area II-III	m ² a	9.4 E-1 3.7 E-1
④ area II-III	m ² a	7.8 E+0 1.7 E-1
④ area II-III	m ² a	2.4 E-1 2.4 E-1
④ area II-III	m ² a	5.6 E-3 1.3 E-4
④ coal	MJ	2.5 E+2 4.8 E+1
④ crude oil	MJ	2.4 E+2 5.5 E+1
④ hydropower	MJ	1.1 E+1 3.0 E+0
④ lignite	MJ	1.6 E+1 5.3 E+0
④ natural gas	MJ	9.4 E+1 1.3 E+4
④ petroil gas	MJ	1.6 E+1 3.6 E+0

- Og tilsvarende produsert fra en enkel gassstasjon fylt med naturgass.

Figur 6: Eksempel på utskrift av resultatene fra inventaranalyse av produksjon av 1 MWh elektrisk kraft fra vindmølle eller fra gassturbin.

Inventaranalysen produserer typisk et sett av tallverdier for parametrene for ressursuttag og utslipp, angitt per funksjonell enhet. Et eksempel er vist i figur 6 som gir en tabell over tilfeldig valgte parametere i et system med vindkraft- eller naturgassproduksjon av 1 MWh

elektrisk kraft. I første kolonne vises utslippsparametere til luft (a) og til vann (w), samt ressursuttak ®. I andre kolonne angis enheten for hver parameter. I tredje kolonne gis tallverdiene fra vindmøllesystemet og i siste kolonne fra naturgasssystemet. Med en slik oversikt er inventaranalysen ferdig.

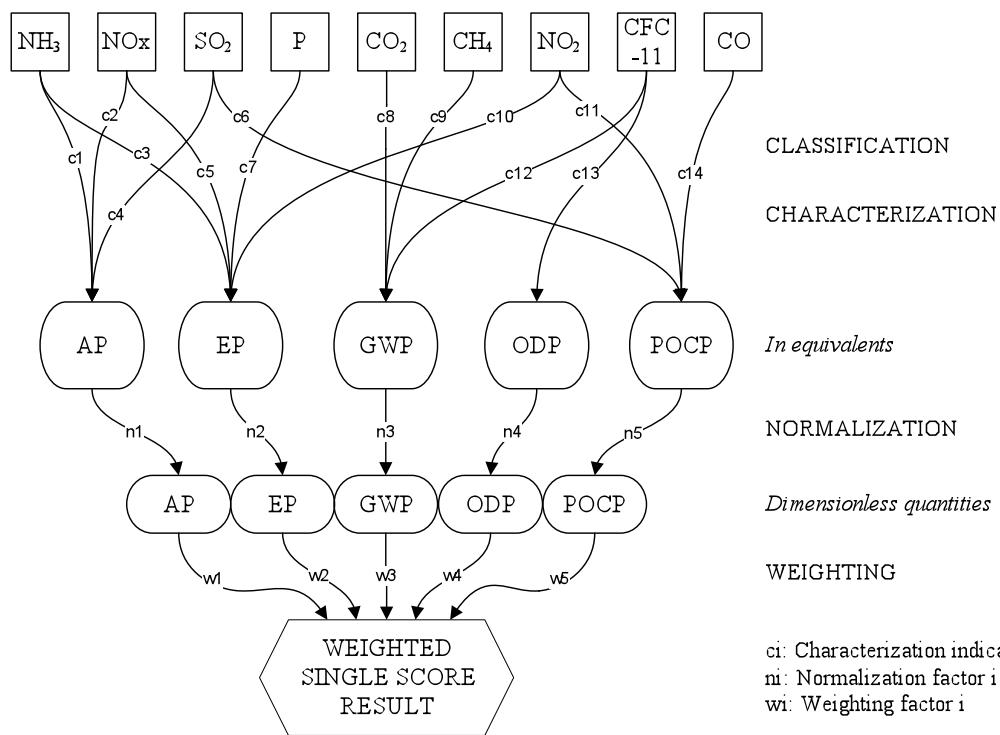
FASE 3: MILJØPÅVIRKNINGSVURDERING (LCIA)

I denne fasen behandler vi resultatene fra inventaranalysen videre og ønsker å vurdere i hvilken grad disse ressursuttakene og utslippene vil føre til negative miljøeffekter, dvs sannsynlig miljøpåvirkning fra systemet vi studerer. Vi bruker forkortelsen LCIA (life cycle impact assessment) for denne fasen.

Et vanlig produktssystem vil gi som resultat et bredt spekter med utslippsparametre fra

inventaranalysen (eksempelvis utslipp til luft, som NH₃, NO_x, SO₂, P, CO₂ og CH₄, foruten utslipp til vann og jord, samt ressursuttak). Hver for seg kan disse ha kopling til forskjellige kategorier miljøpåvirkning. Vi vet for eksempel at CO₂ og CH₄ er klimagasser som påvirker det globale klimaet, mens SO₂ er en sur gass som gir fare for sur nedbør og forsuring av skog og vassdrag. Disse tre parametrerne (CO₂, CH₄ og SO₂) representerer derfor ulike kategorier miljøpåvirkning.

Det første vi må gjøre i en LCIA er derfor å kople alle parametrerne opp mot sine respektive kategorier miljøpåvirkning. Dette kan være global oppvarming, sur nedbør, eutrofiering, toksitet, osv. Innen LCA terminologien kalles dette *klassifisering*, se figur 7 der dette er første trinn (nedover i høyre del av figuren).



Figur 7: Prosedyre frem mot beregning av én enkelt vektet sluttverdi miljøbelastning

Deretter kan vi beregne hvilken effekt utslippet av forskjellige parametere innen samme miljøkategori vil få. Eksempelvis vet vi at metan (CH₄) er ca 25 ganger så virkningsfullt som karbondioksid (CO₂) med hensyn på global oppvarming. For å regne i felles enhet (CO₂-ekvivalenter) må vi derfor multiplisere

metanutslippene med en faktor lik 25. Dette kalles *karakterisering*, og metan har her en karakteriseringsfaktor lik 25. I ligningen nedenfor har vi vist hvordan man beregner samlet verdi av et utslipp på 40 kg CO₂ og 0.08 kg CH₄ angitt som til sammen 42.0 kg CO₂-ekvivalenter.

$$40 \text{ kg } CO_2 \cdot \frac{1 \text{ CO}_2 - \text{ekv}}{CO_2} + 0.08 \text{ kg } CH_4 \cdot \frac{25 \text{ CO}_2 - \text{ekv}}{CH_4} = 42.0 \text{ kg } CO_2 - \text{ekv}$$

Det samlede utslippet av klimagasser fra et system kan beregnes på samme måte som i ligningen ovenfor, som CO₂-ekvivalenter. Deretter kan vi beregne den sannsynlige miljøeffekten dette har på miljøkategorien Global oppvarming. Denne effekten oppgis i form av en tallverdi for indikatoren Globalt oppvarmingspotensiale (Global Warming Potential, GWP). Tilsvarende gjør vi for andre miljøkategorier, eksempelvis nedbrytning av

ozonlaget, toksitet, forsuring, eutrofiering, osv. Når karakteriseringen er gjennomført sitter vi dermed med tallverdier (ekvivalenter) for hver indikator for alle de miljøkategoriene vi analyserer, men uten at vi enda har tatt stilling til hvilke av disse som er mest alvorlige.

Noen typiske kategorier miljøpåvirkning og parametere for ressursuttak og utslipps er vist i tabell 1.

Her ser du et eksempel på ulike typer miljøpåvirkning som kan inngå i en LCA, og hvilke parametre som forårsaker denne påvirkningen.

Det brukes en gitt indikator for hver miljøpåvirkning.

Kategori miljøpåvirkning	Aktuelle parametere	Indikator
Klimaendring	CO ₂ , CH ₄ , KFK, HKFK	Globalt oppvarmingspotensiale (GWP)
Ozonlag nedbrytning	KFK, HKFK, haloner	Ozon nedbrytningspotensiale (ODP)
Human toksitet	Metaller, organiske stoffer, pesticider	Human toksitet potensiale (HTP), eller andre
Økotoksisitet	Metaller, organiske stoffer, pesticider	Økotoksisitet potensiale (ETP), eller andre
Forsuring	SO ₂ , NO _x , NH ₃	Forsuringspotensiale (AP)
Eutrofiering	N, P, Organisk stoff (COD)	Eutrofieringspotensiale (EP)
Fotokjemisk ozondannelse	NO _x , Flyktig org. stoff (VOC)	Fotokjemisk ozondannelses potensiale (POCP)
Utarmning av abiotiske ressurser	Metall, råolje, naturgass	Flere mulige

Tabell 1: Noen typiske ulike kategorier miljøpåvirkning, med tilhørende parametere og indikatorer.

Etter at man har beregnet indikatorverdiene for de ulike kategoriene miljøpåvirkning i en LCA, se høyre kolonne i tabellen, er det mulig å stoppe analysen, og gjøre bruk av disse verdiene direkte i tolkningsfasen og for eventuelle beslutninger. Dette krever at de som utfører tolkningen og beslutningen har tilstrekkelig kunnskap til selv å kunne vurdere miljøprestasjonen på tvers av de ulike miljøkategoriene. Man må dermed på individuell basis holde resultatene (antall ekvivalenter) for GWP opp mot de tilsvarende for ODP, HTP, ETP, AP, osv. Dette kan være en krevende oppgave, og innebærer uansett en eller annen form for avveiling mellom ulike miljøhensyn. Spesielt vanskelig blir denne avveiingen dersom resultatet av analysen viser at det aktuelle systemet faktisk påvirker betydelig flere typer miljøkategorier.

Alternativet til å stanse etter karakteriseringen er å utføre to trinn til, nemlig normalisering og vektning.

Ved *normalisering* vurderes størrelsen av miljøpåvirkningen, for eksempel for GWP, fra det aktuelle produktssystemet, eksempelvis vindmøllesystemet, opp mot summen av GWP fra en gitt befolkning (eksempelvis Vest-Europa). Man konverterer altså her det aktuelle oppvarmingspotensialet for vindmøllesystemet over til dets relative betydning i forhold til alle andre bidrag av samme type i Vest-Europa. Logikken i normaliseringen er at det faktiske

utslippet fra et produktssystem settes i størrelsesmessig perspektiv med verdien fra en hel befolkning, slik at man kan vite hvor stort dette er relativt sett (dvs dimensjonsløst).

Til sist kan man foreta en *vekting* av de ulike indikatorene i forhold til hverandre, ut fra deres innbyrdes viktighet. Dette kan gjøres ut fra miljøpolitiske vurderinger, kostnadshensyn, eller andre faktorer. En samlet vektning er selvsagt ikke en vitenskapelig objektiv øvelse, men svært preget av de valg som analytikeren eller beslutningstakeren setter som betingelse for vektingsfaktorene. Vektning er derfor ofte oppfattet som subjektivt og problematisk, og tillates ikke utført for eksempel når et produkt skal godkjennes for miljøvaredeklarasjon. For interne forhold og mer strategiske studier kan vektning gi nyttige bidrag til å rydde opp i en flora av parallelle miljøpåvirkninger.

MATEMATISK BESKRIVELSE AV LCA

Proseduren i LCA kan beskrives matematisk som angitt nedenfor. Først må vi med ligning A(som del av inventaranalysen, LCI) beregne størrelsen på hver parameter (eks. CH₄) som forårsaker stress på miljøet:

$$A) \quad e_{ij} = x_i \cdot f_{ij}$$

der:

e_{ij} = utslip av stoff j (eks. kg CH₄) forårsaket av det totale forbruket av ressurs i (eks. stål)

x_i = forbruk av ressurs i (eks. stål, angitt i kg)
 f_{ij} = utslippsvektor for ressurs i og stoff j (eks. kg CH₄ pr kg stål).

Så følger klassifisering og karakterisering ved å bruke ligning B:

$$B) d_k = \sum_{i=1, j=1}^{i=o, j=p} (e_{ij} \cdot c_{jk})$$

der:

d_k = total potensiell påvirkning i miljøkategori k , uttrykt som ekvivalenter (eks. CO₂-ekv)
 c_{jk} = karakteriseringsfaktor for indicator for stoff j med hensyn på miljøkategori k

Normaliseringen utføres ved ligning C:

$$C) m_k = d_k / n_k$$

der:

m_k = normalisert potensiell påvirkning for miljøkategori k
 n_k = normaliseringsfaktor for kategori k

Normaliseringsfaktoren n_k er her verdien av de totale utslippsvektorene fra den befolkningen man ønsker å normalisere opp mot. Dette kan være én person, befolkningen i Norge, i Europa eller globalt. Poenget med å utføre normalisering er å sitte igjen med en dimensjonsløs verdi slik at man kan sammenligne størrelser på tvers av ulike typer miljøpåvirkning (eks. CO₂-ekv/CO₂-ekv = 1).

Vektningen utføres til slutt med ligning D:

$$D) v = \sum_{k=1}^{k=q} (m_k \cdot w_k)$$

der:

w_k = vektionsfaktor for miljøkategori k
 v = totalt vektet resultat (sum for alle miljøkategorier)

Matematikken bak en LCA er altså ikke spesielt komplisert, det hele dreier seg om enkel algebra, men siden det er mange ulike stoffer og faktorer som omfattes så vil i praksis matrisealgebra være å foretrekke når likningene skal løses.

Vi snakker for eksempel ofte om at en ressurs som forbrukes (stål, maling, diesel, elektrisitet, etc.) har en utslippsvektor knyttet til seg, der vektoren angir utslippskoeffisientene for hvert stoff per enhet ressursforbruk (eks. kg SO₂, NO_x, CH₄ osv. pr kg ressurs). Mye av jobben med å utføre en LCA består i å fremstille en så korrekt som mulig utslippsvektor (med de aktuelle koeffisientene (se f_{ij} i ligning A). Tallverdiene for dette kan man delvis finne i kommersielle LCA-databaser, basert på gjennomsnittstall for vanlige teknologier i bruk de siste tiår. Dette bør så suppleres med mer presise tall for det produktsystemet som faktisk undersøkes, fra den aktuelle bedrift eller de aktuelle produksjonsanlegg som inngår. Når vi har utslippsvektoren for hver av de viktige ressursene som forbrukes, og kjerner mengden ressursforbruk, er det ren matrisemultiplikasjon som skal til for å regne ut de ulike indikatorverdiene som ekvivalenter (se d_k i ligning B). Og deretter følger kurant normalisering og vektning av resultatene, dersom vi ønsker å utføre dette, og har bestemt oss for hvilke normaliserings- og vektionsfaktorer som skal benyttes.

Dette notatet er forfattet av Helge Brattebø, professor ved Institutt for energi og prosessteknikk, og studieprogramleder for NTNUs internasjonale masterprogram i industriell økologi, med bidrag fra Anders Strømman, Edgar Hertwich, Marte Reenaas og Johanne Hammervold.

REFERANSER

ISO (2006): «Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework» ISO 14040:2006, International Standardization Organization, http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=37456, besøkt 20.01.2011.



Forelesningsnotat Nr. 15 - Professor Helge Brattebø og forskningsassistent Marte Reenaas

Livsløpsanalyse - Eksempel avfall og fjernvarme

INTRODUKSJON

Vi har tidligere introdusert prinsippene og metodikken for livsløpsanalyse (environmental life cycle assessment, LCA). I dette notatet vil vi konkretisere med et eksempel hvordan LCA kan brukes for å dokumentere de miljømessige kvalitetene i et teknisk system.

Siden denne forelesningen gis for Bygg & Miljø studenter, er det naturlig å ta et eksempel fra egen bransje, og med sterkt miljøteknologisk vinkling. Vi har derfor valgt et eksempel fra Trondheim; nærmere bestemt en modellstudie utført ved Institutt for vann- og miljøteknikk for Trondheim Energi Fjernvarme AS (Reenaas og Brattebø 2009). Studien analyserte samspillet mellom avfallsbehandling og oppvarming av bygninger, ved å analysere fjernvarmesystemet i Trondheim, og hvordan dette faktisk har utviklet seg siden det ble tatt i bruk i 1986.

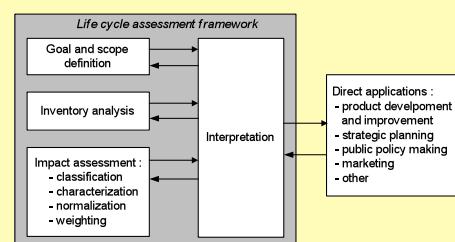
Problemstillingen som Trondheim Energi Fjernvarme AS (TREF) var opptatt av var følgende: «Hvilken miljøgevinst når det gjelder de samlede utslipp av klimagasser (CO_2 -ekv) og NO_x har fjernvarmeanlegget, og spesielt energigjenvinning fra avfall, medført?»

Denne problemstillingen er så absolutt relevant for mange byer i dag, ikke bare Trondheim. For det første; fordi ressursutnyttelse fra avfall er høyprioritert i dagens og morgendagens samfunn, og energigjenvinning er en av de mest aktuelle alternativ. For det andre, fordi alternative energikilder (og spesielt fjernvarme) for oppvarming av bygninger også er høyprioritert, som alternativ til bruk av fossile energikilder og elektrisitet som det i praksis er knapphet på i Midt-Norge, og dermed periodevis med høye priser. For det tredje,

både avfallsbehandling og oppvarming av bygninger beheftes i særlig grad med utslipp av klimagasser, og det er derfor viktig å dokumentere hvordan disse påvirkes av ulike løsninger (som samvirke ved bruk av et fjernvarmesystem).

For å besvare denne problemstillingen ønsket TREF utført en LCA, der prinsippene fra livsløpsanalyse ble benyttet, slik at man kunne være sikker på at alle relevante utslipp av CO_2 og NO_x ble tatt hensyn til, uansett hvor i systemet de ville opptrer. Ved NTNU valgte vi derfor å utvikle en egen LCA-modell (ved bruk av Excel), som vi ga navnet *Waste to Heat LCA*.

REPETISJON AV LCA-METODIKKEN:



En LCA dokumenterer hvordan et definert «produktsystem» presterer miljømessig over hele sitt livsløp, dvs:

- hvilke kategorier miljøproblem som kan oppstå og hvilke som er de viktigste?
- hva som er årsakene til problemene og hvor i systemet (hvilke faser) disse opptrer?
- hva som kan gjøres for å minimere disse problemene?

Formålet med dette notatet er å konkretisere hvordan LCA kan anvendes i praksis, i dette tilfellet ved et eksempel på en LCA-studie for energigjenvinning fra avfall brukt som kilde til oppvarming av bygninger, ved bruk av fjernvarmesystem i Trondheim.

- Du skal ha lært:
- Hvordan forbrenning av avfall samspiller med alternative energikilder for bruk i bygninger i Trondheim, fra 1986 og frem til 2009.
 - Hovedprinsippene i hvordan en LCA-analyse av et slikt system kan utføres, og hvilke faktorer som tas hensyn til.
 - Hvordan energi fra avfall i dette tilfellet har gitt gevinst for CO_2 og umepper for NO_x .
 - Hvilke faktorer som i særlig grad påvirker resultatet fra en slik LCA (følsomhet).

Fjernvarme nasjonalt:

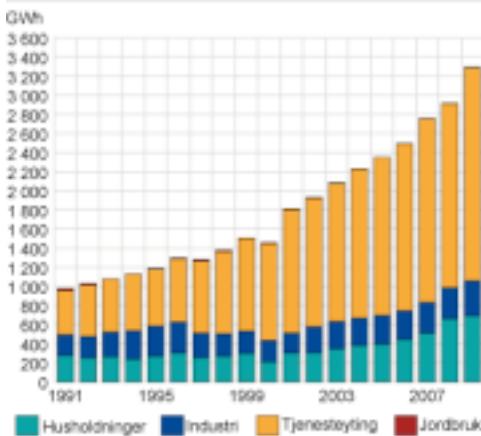
- Øker i omfang
- Tjenesteytende næringer bruker 2/3 av varmen
- Husholdninger øker; bruker 21%
- Industri avtar, bruker 11 %

OM FJERNVARME NASJONALT

På landsbasis har Statistisk sentralbyrå utarbeidet fjernvarmestatistikk for 2009. (SSB 2010). Forbruket av fjernvarme var 3293 GWh i 2009, en økning på 13% sammenlignet med 2008. Tjenesteytende næringer stod for drøyt to tredeler av fjernvarmeforbruket. Siden 2000 økte husholdningenes andel av forbruket og lå på 21% i 2009. Industriens andel har sunket siden 2000, og utgjorde 11% av det totale fjernvarmeforbruket i 2009.

Det ble investert for 3 milliarder kroner i fjernvarmeanlegg i 2009. Dette er det høyeste investeringsnivået som noen gang er registrert. De rekordhøye investeringene kan sees i sammenheng med at NVE i perioden 2007-2009 har gitt konsesjon til utbygging av 2.9 TWh ny fjernvarmeproduksjon, og at Enova i samme periode har gitt betydelig beløp i støtte til investeringer i ny fjernvarmeproduksjon.

Forbruk av fjernvarme i ulike forbrukergrupper. 1991-2009. GWh

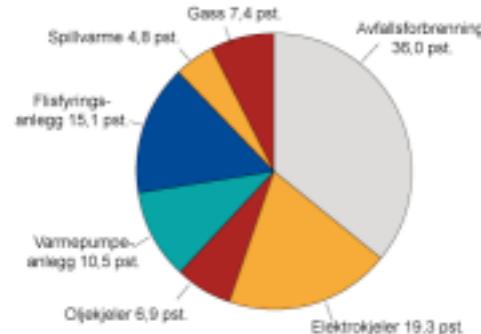


Figur 1: Fjernvarme fordelt på brukergrupper

Viktigste energikilder i fjernvarme nasjonalt er:

- Avfallsbrenning
- Elektrokjeler
- Flisfyring
- Varmepumpe

Nettoproduksjon av fjernvarme fordelt på ulike typer varmesentraler. 2009. Prosent



Figur 2: Fjernvarme fordelt på type kilder

Brutto fjernvarmeproduksjon var 4276 GWh i 2009. Av dette ble 102 GWh brukt til

kraftproduksjon, mens 532 GWh ble avkjølt mot luft. Nettoproduksjonen var dermed 3642 GWh, mens nett-tapet var 351 GWh.

Forbrenning av avfall utgjorde 36% av nettoproduksjonen i 2009, og var den klart viktigste energikilden i fjernvarmeproduksjon. Andelen fjernvarme produsert fra olje- og elkjeler utgjorde henholdsvis 19.3% og 6.9%. Andelen fra flisfyringsanlegg var 15%, mens bruk av gass, spillvarme og varmepumper var henholdsvis 7.4, 4.8 og 10.5 prosent.

OM FJERNVARME I TRONDHEIM

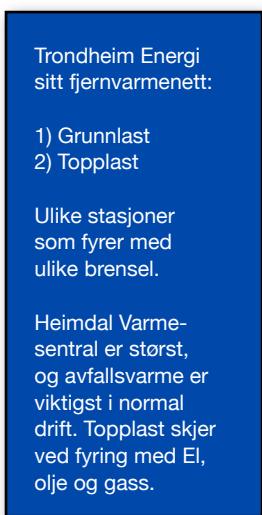
Fjernvarmesystemet i Trondheim ble etablert i 1986, og har siden da vokst betydelig i omfang og dekker i dag store deler av byen, se figur 3. Anlegget leverer i dag varme til 6000 boliger og 600 bedrifter, tilsvarende ca 30% av varmebehovet i Trondheim. Man antar at 80% av fjernvarmen som leveres går til bedrifter og næringsbygg, mens 20% går til boliger, i tråd med landsgjennomsnittet for fjernvarme.

Varme fra forbrenning av husholdningsavfall utgjør den viktigste grunnlasten i systemet, men dette suppleres med topplast fra ulike andre kilder. Spesielt er dette viktig i kalde perioder av året da energibehovet til oppvarming er større enn det avfallsvarmen alene kan bidra med.

Det største anlegget i systemet er Heimdal Varmesentral (HVS), som brenner avfall hele året, og i tillegg fyrer kjeler med støttebrensel (olie, naturgass og elektrisitet) når det er behov for topplast. Etter bygging av ny forbenningslinje for avfall, satt i drift i 2007, har HVS kapasitet til å brenne 200.000 tonn avfall i året. Dette er «restavfall» fra husholdinger og annet brennbart avfall som ikke har tilstrekkelig kvalitet til å leveres til materialgjenvinning. Andre anlegg i systemet er vist i figur 3, og baseres på naturgass (LNG), butangass (LPG), deponigass, biobrensel og varmepumpe.

I 2008 var energiforsyningen i det samlede fjernvarmesystemet fordelt som følger, angitt i effekt:

- Grunnlast
 - Avfall, 70 MW
 - Biobrensel, 9 MW
 - Deponigass, 2 MW
 - Varmepumpe, 1 MW
- Topplast og back-up
 - Elektrisitet, 85 MW
 - Fyringsolje, 50 MW
 - Naturgass (NLG), 30 MW
 - Butangass (LPG), 50 MW



Figur 3: Fjernvarmesystemet i Trondheim, anno 2008

ALTERNATIV OPPVARMING AV BYGNINGER

Når miljøgevinsten av fjernevarme skal vurderes må man kjenne til hva som ville være de alternative oppvarmingsmetodene for bygninger. Tabell 1 viser tall for energikilder til oppvarming av boligbygg og av andre typer bygg fra 1984, angitt i prosent av varmebehovet fordelt på elektrisitet, vedfyring, olje og parafin, koks og kull, og gass.

Tabellen viser at andelen elektrisitet for boligbygg har økt betydelig fra 61.9% til 71.7%, parallelt med en forsiktig økning i vedfyring og kraftig reduksjon i bruk av olje og parafin, men kull og koks i dag kan neglisjeres. For andre bygg er andelen elektrisitet mer konstant, og i dag 72.6%, og også her har det vært en reduksjon i bruk av olje og parafin, og en vekst i bruk av gass, men vedfyring kan neglisjeres.

Tabell 1: Prosentfordeling av ulike energikilder (eksl. fjernvarme) til boligbygg og andre bygg
Kilder: Statistisk sentralbyrå (2009) og Lavenergiutvalget (200)

Year	Residential buildings				Non-residential buildings			
	(Heating sources in % of supply)				(Heating sources in % of supply)			
	Electricity	Fuel wood	Oil and kerosene	Coal & coke	Electricity	Fuel wood	Oil and kerosene	Gas (LPG,NG)
1984	61,9	17,3	19,4	1,44	69,1	0,0	30,8	0,1
1985	61,7	16,7	20,7	1,00	69,1	0,0	30,8	0,1
1986	60,3	16,1	23,0	0,63	69,1	0,0	30,8	0,1
1987	60,2	16,2	23,0	0,62	69,1	0,0	30,8	0,1
1988	60,8	16,9	22,0	0,32	69,1	0,0	30,8	0,1
1989	61,9	17,4	20,4	0,33	69,1	0,0	30,8	0,1
1990	64,4	18,8	16,6	0,23	69,1	0,0	30,8	0,1
1991	68,7	16,8	14,3	0,20	72,1	0,0	27,8	0,1
1992	70,5	16,9	12,4	0,16	73,2	0,0	26,5	0,3
1993	69,3	18,9	11,6	0,15	73,0	0,0	26,7	0,3
1994	69,4	19,5	11,0	0,15	69,2	0,0	30,4	0,4
1995	70,0	18,8	11,1	0,14	69,2	0,3	28,7	1,9
1996	67,6	19,0	13,3	0,10	65,2	0,2	32,9	1,7
1997	67,7	20,6	11,6	0,12	70,5	0,3	27,5	1,8
1998	69,6	19,5	10,8	0,13	71,9	0,3	25,7	2,0
1999	69,2	19,8	10,9	0,10	69,8	0,3	27,7	2,1
2000	70,2	21,0	8,7	0,09	73,6	0,3	23,7	2,3
2001	69,5	20,9	9,6	0,06	73,3	0,3	23,8	2,7
2002	66,0	23,5	10,4	0,10	70,9	0,3	25,7	3,1
2003	63,6	24,3	12,1	0,07	64,8	0,6	31,4	3,1
2004	66,5	23,6	9,9	0,07	69,5	0,8	26,3	3,4
2005	67,7	24,5	7,8	0,03	72,2	0,8	22,9	4,1
2006	68,3	23,4	8,3	0,03	70,0	1,1	24,3	4,7
2007	71,7	21,4	6,8	0,02	72,6	1,1	21,4	4,9

Disse endringene i «energimix» for oppvarming av bygninger har stor betydning for utslipp til miljøet, først og fremst fordi norsk elektrisitet er svært ren (lite utslipp) og fordi fossile kilder (som olje og parafin) bidrar mye til utslipp.

I mangel av fakta om hvordan energimixen for boligbygg og andre bygg har vært konkret i Trondheim, i perioden fra 1986, benyttes gjennomsnittstallene på landsbasis i tabell 1.

OM AVFALL NASJONALT

Over en tidsperiode som 1986 - 2008 har det skjedd betydelige endringer både når det gjelder mengde avfall, sammensetningen av avfall og behandlingsmålene for avfall. Vi har i detalj beskrevet dette i andre notater i faget.

Avfall nasjonalt:

- Mengdene øker
- Sammensetning av avfall endres
- Mindre til deponi
- Mer til materialgjenvinning
- Litt mer til energigjenvinning

La oss derfor her kun komme inn på noen sentrale punkter.

Sammensetningen av kommunalt avfall på landsbasis er vist i tabell 2. Merk at dette er før kildesortering. Det fremgår at andelen av ulike fraksjoner endrer seg noe (1990 - 2002) både for organisk stoff, papir, tekstiler og plast. Dette er ting som påvirker vanninnhold og brennverdi.

I tillegg kommer det faktum at husholdningsavfall avviker noe fra kommunalt avfall, og at begge typenes sammensetning endrer seg vesentlig etter at kildesortering er innført og effektivisert. Det er derfor ingen enkelt sak å fastslå den eksakte sammensetningen av det «restavfallet» som, etter at andre verdifulle fraksjoner er sortert ut, går til forbrenning.

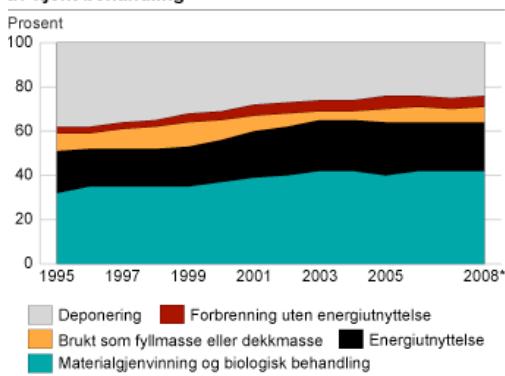
Tabell 2: Prosentvis sammensetning av kommunalt avfall (1990-2002)

Kilder: Statistisk sentralbyrå

Share in %	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Wet organic	21,6	21,7	21,8	21,9	22,0	22,1	21,5	19,9	18,6	16,8	17,1	16,9	17,9
Paper	36,9	35,9	34,9	33,9	32,9	31,9	32,2	32,1	33,2	31,1	32,7	28,4	28,3
Wood	10,0	10,1	10,2	10,3	10,4	10,5	8,7	8,9	8,4	9,1	9,8	10,6	10,4
Textile	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	4,9	5,4	5,6	6,2	5,9	6,5	6,4
Plastics	14,6	15,2	15,8	16,4	17,0	17,6	20,2	20,7	21,1	23,4	21,9	23,0	23,0

Figur 4 nedenfor viser prosentvis fordeling mellom ulike behandlingsmåter for vanlig avfall i Norge (1995-2008). Som vi ser blir det mindre deponering og mer materialgjenvinning, samt en liten økning i energiutnyttelse.

Mengde vanlig avfall i Norge etter behandling¹. Endelige tall 1995-2007, foreløpige tall 2008. Prosent av kjent behandling



¹Eksportert avfall er ført under den behandlingsformen som avfallet går til i utlandet, dersom denne behandlingsformen er kjent. Et behandlingsform i utlandet ukjent, føres det eksporterte avfallet under kategorien annen eller uspesifisert handtering. Importert avfall er ikke med i statistikken.

Figur 4: Avfallsbehandling i Norge (1995-2008). Kilde SSB - Tema Avfall

Avfall i Trondheim:

- Har blitt brent i HVS siden 1986
- Alternative teknologier ville vært deponering, med deponigass oppsamling, og senere med delvis kompostering av den våroorganiske avfallsfraksjonen.

Avfallsdeponering gir betydelige mengder drivhusgassutslipps, og representerer selv i

dag som mye som ca 4% av landets totale utslipp av CO₂-ekv (Skullerud 2006).

ALTERNATIV AVFALLSBEHANDLING I TRONDHEIM

I Trondheim ble avfall deponert på fylling inntil HVS ble satt i drift i 1986. Kommunen vedtok i 1990 å bygge et oppsamlingsystem for deponigass, med varmegjenvinning inn til fjernvarmenettet. I 2001 kom det et generelt forbud mot deponering av våroorganisk avfall.

Dette innebærer at, dersom HVS og fjernvarme ikke hadde blitt bygget i 1986, så ville Trondheims alternative avfallsbehandling mest sannsynlig bestått av deponering fra 1986, med deponigassoppssamling fra 1990, og med en eller annen form for alternativ behandling av det våroorganiske avfallet fra 2001. I LCA-analysen har vi derfor forutsatt følgende for den alternative avfallsbehandlingen i Trondheim fra 1986 til 2008:

- 1986 - 1990: Avfallet deponeres
- 1999 - 2001: Avfallet deponeres med 50% deponigassoppssamling
- 2001 - 2008: 70% av det våroorganiske avfallet utsorteres og komposteres, mens de resterende 30% deponeres sammen med alt det øvrige (ikke-organiske) avfallet

Beregningsmetode i LCA-studien:

1. Mengder av hver energikilde (kWh/år) for perioden 1986-2008
2. Utslippskoeffisenter (kg/kWh)
3. Samlede utslipper (kg/år)

Beregnes og sammenlignes for:

- Case 1: Faktisk fjernvarmesystem
- Case 2: Alternativ avfallsbehandling og oppvarming

BEREGNING AV UTSLIPP TIL MILJØET

Når vi kjenner forbruket av ulike energikilder i systemet for fjernvarme og i systemet for alternativ oppvarming av bygninger kan vi beregne utslippen til miljøet og hvilken gevinst fjernvarmesystemet har ført til:

1. Beregn den årlige mengde primærenergi fra hver kilde, korrigert for virkningsgrader og tap i systemet (kWh/år)
 - Case 1: fjernvarmesystemet slik det faktisk har utviklet seg fra 1986
 - Case 2: alternativ oppvarming, slik det trolig ville ha utviklet seg fra 1986
2. Finn tallverdier for utslippskoeffisientene fra hver energikilde (kg/kWh)
 - For klimagassutslipp, CO₂-ekv.
 - For utslipper NO_x
3. Beregn samlede utslipper av CO₂-ekv. og NO_x for hvert år (kg/år)
 - For Case 1
 - For Case 2
 - For differansen Case 1 - Case 2

Metodikken er altså ikke spesielt komplisert, dersom vi kjenner de faktiske mengdene av ulike energibærere som er forbrukt. Utfordringen ligger derimot i å finne mest mulig korrekte verdier på utslippskoeffisientene, eksempelvis kg CO₂-ekv/kWh olje eller elektrisitet, og dette på en slik måte at vi er trygge på å ha fått med alle enkeltutslipper av klimagasser (CO₂, CH₄, N₂O, etc) i verdikjeden (livsløpet) til olje og elektrisitet, uansett hvor det måtte skje. Og da spiller det også en rolle hva man forutsetter at elektrisiteten er produsert fra; vannkraft, gasskraft, kjernekraft, kull, eller «nye fornybare» energikilder som vind og biomasse, eller for den saks skyld, avfall. Til dette bruker vi kommersielle LCA-software og LCA-databaser, supplert med faktiske data fra produksjonsanlegg i systemet (slik som HVS) når dette finnes.

Beregningssmetodikken blir helt tilsvarende når vi analyserer utslipper av CO₂-ekv. og NO_x fra alternativ avfallsbehandling. Vi går gjennom de samme trinnene som ovenfor, nå nummerert fra 4 til 6:

4. Beregn den årlige mengde avfall av ulike fraksjoner som er håndtert (kg/år)
 - Case 1: avfallsfraksjoner som er brent i HVS fra 1986
 - Case 2: alternativ avfallsbehandling for de ulike fraksjonene, slik dette trolig ville ha utviklet seg fra 1986
5. Finn tallverdier for utslippskoeffisientene fra avfallsbehandlingen av de ulike fraksjonene (kg/kg avfall)

- For klimagassutslipp, CO₂-ekv.
- For utslipper NO_x

6. Beregn samlede utslipper av CO₂-ekv. og NO_x for hvert år (kg/år)
- For Case 1
 - For Case 2
 - For differansen Case 1 - Case 2

SYSTEMBESKRIVELSE

LCA-studien er utført med en såkalt *funksjonell enhet* tilsvarende «Kombinert oppvarming av bygninger og avfallshåndtering for Trondheim, tilsvarende de årlige mengder varme og avfall som er omfattet av byen fjernvarmesystem fra 1986 til 2009». To case er definert (se figur 5):

- Case 1: Avfall brennes i HVS og bygninger oppvarmes med fjernvarme
- Case 2: Samme mengde avfall behandles på alternativ måte og samme mengde varme til oppvarming av bygninger produseres på alternativ måte.

Vi ser fra figur 5 at begge de to case oppfyller samme funksjon, dvs ved å kombinere avfallsbehandling (på en eller annen måte) og oppvarming av bygninger (fra fjernvarme eller med en alternativ energimix).

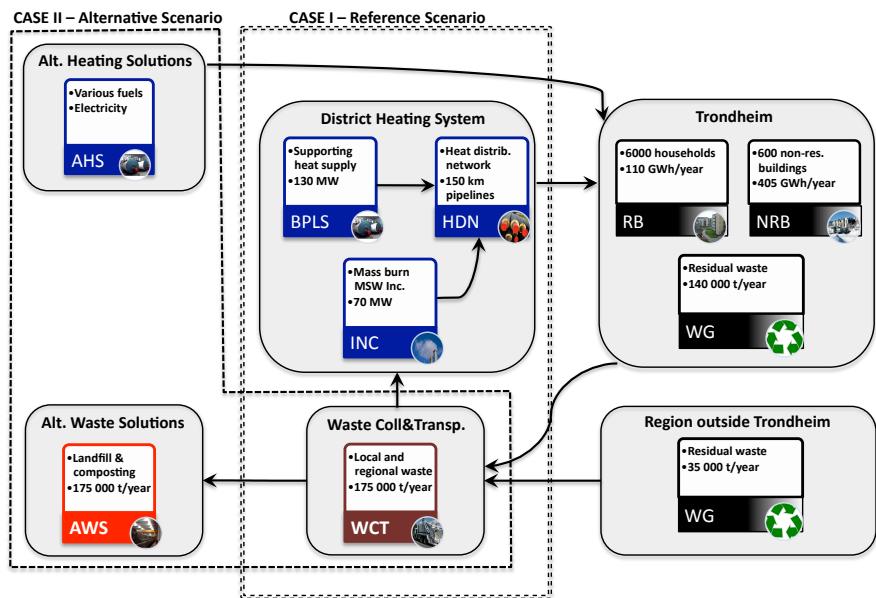
Modellen inkluderer utslipper av CO₂-ekv. og NO_x fra alle prosessene eller aktivitetene som befinner seg innenfor systemgrensen (den ytre rammen), dvs. utslipper også fra hele verdikjeden fra energileveransen, og fra all transport og produksjon av infrastruktur. Prosessene som er spesielle for Case 1 og Case 2 er vist i egne innrammede systemgrenser i figuren, men prosesser som er felles (og like) for de to casene ligger utenfor disse.

I beregningene er det forutsatt alternativ avfallsbehandling og alternativ oppvarming av bygninger som angitt ovenfor.

Det er forutsatt en energimix med elektrisitet basert på nordisk gjennomsnitt - NORDEL. Dette fordi Norge i et visst omfang utveksler (import/eksport) elektrisitet med de øvrige nordiske landene, og fordi det i LCA-metodikken er vanlig å benytte såkalt «marginal elektrisitets-mix» selv om mesteparten av El-forbruket baseres på norskprodusert vannkraft. Gjeldende NORDEL-mix var på analysertids-punktet 10.2% dansk El-mix, 21.6% finsk El-mix, 29.0% norsk El-mix og 39.2% svensk El-mix.

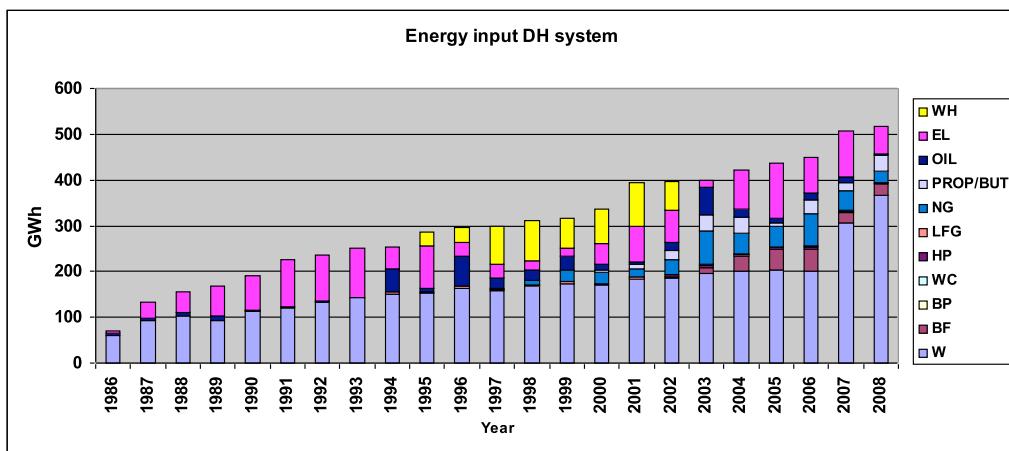
Figur 6 og 7 viser forbruket av de enkelte energikildene hvert år i perioden, for Case 1 og Case 2. Tallene bak figurene er vist mer i detalj i tabell V1 og V2 i vedleggene bakerst i dette notatet.

- En slik systembeskrivelse viser hva som er med og ikke med i hvert Case.
 - Husk at verdikjeden for fremstilling av energi også gir indirekte utslipp, eksempelvis for elektrisitet fra kullkraft.

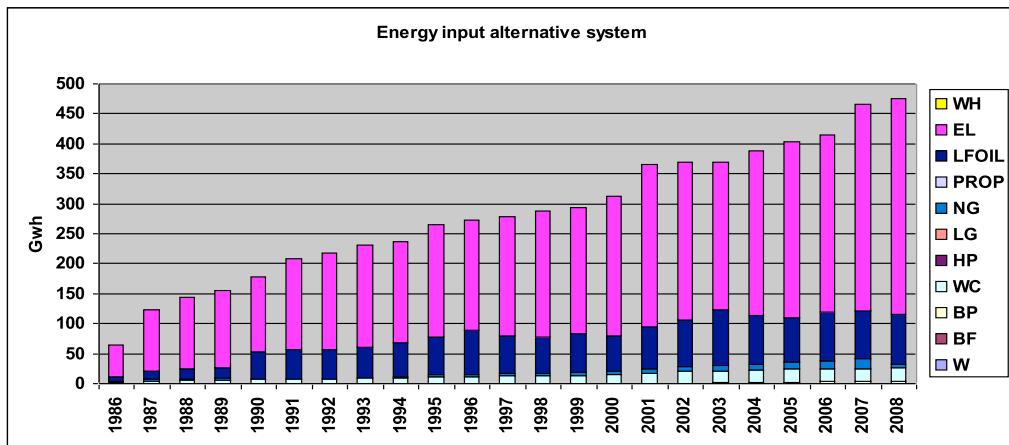


Figur 5: Systembeskrivelse med Case 1 og 2

- Fjernvarmesystemet fyres med en rekke ulike energikilder, og dette har variert opp gjennom årene.
 - Avfall dominerer, spesielt etter at HVS ble utvidet med ny forbrenningslinje i 2007.
 - Det alternative systemet domineres helt av elektrisitet for oppvarming av bygninger, samt noe fyringsolje (primært i næringsbygg)



Figur 6: Årlig energitilførsel (GWh) med fordeling på energikilder, Case 1 - Fjernvarmesystem



Figur 7: Årlig energitilførsel (GWh) med fordeling på energikilder, Case 2 - Alternativt system

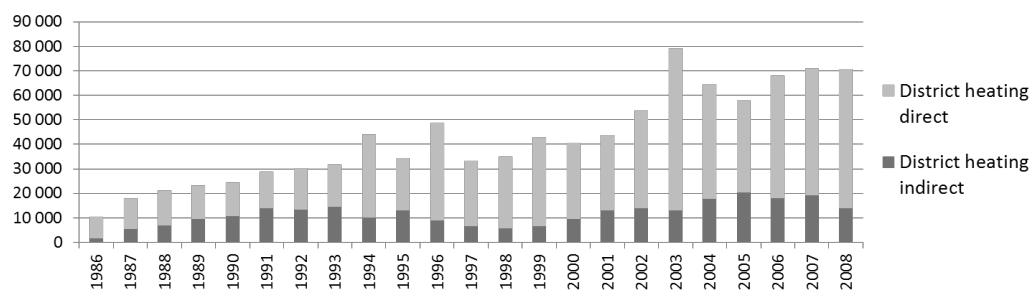
RESULTATER - CO₂-ekv.

De beregnede tallverdiene for utslipp av klimagasser er vist i figurene nedenfor. Detaljerte tallverdier er også gitt i Vedlegg bakerst i notatet, se Tabell V3 og V4, der du kan sjekke betydningen av hver enkelt energikilde.

Figur 8 og 9 viser de aggregerte verdier for direkte og indirekte utslipp. Med direkte utslipp menes de utslippene som forekommer direkte fra prosessene innenfor Case 1 og Case 2 grensene i figur 5, altså direkte fra avfallsbehandling, fjernvarme-transport og oppvarmingssystem. Med indirekte utslipp menes de utslippene som skjer i oppstrøms i

Her ser du utslipp av klimagasser (tonn CO₂-ekv.) for Case 1 fjernvarme.

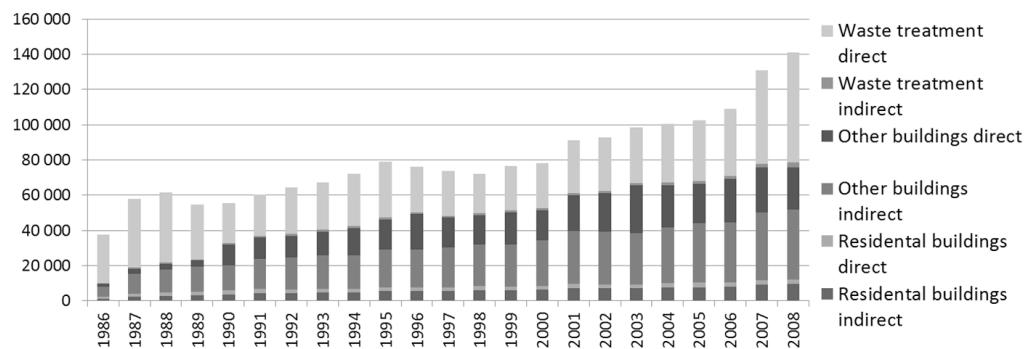
- Direkte utslipp dominerer
- Største bidrag er fra brenning av avfall, dernest fyringsolje og naturgass
- Indirekte utslipp stammer fra verdikjeden for elektrisitet.



Figur 8: Årlige direkte og indirekte utslipp av drivhusgasser (tonn CO₂-ekv.) med fordeling på enkeltelement, Case 1 - Fjernvarmesystem

Tilsvarende for Case 2: alternativt system.

- Direkte utslipp fra alternativ avfallsbehandling dominerer
- Dernest indirekte og direkte utslipp fra oppvarming av næringsbygg
- Tallenes størrelse viser at det er høyere utslipp i Case 2 enn 1, altså fjernvarme gir klar gevinst mht CO₂-ekv.

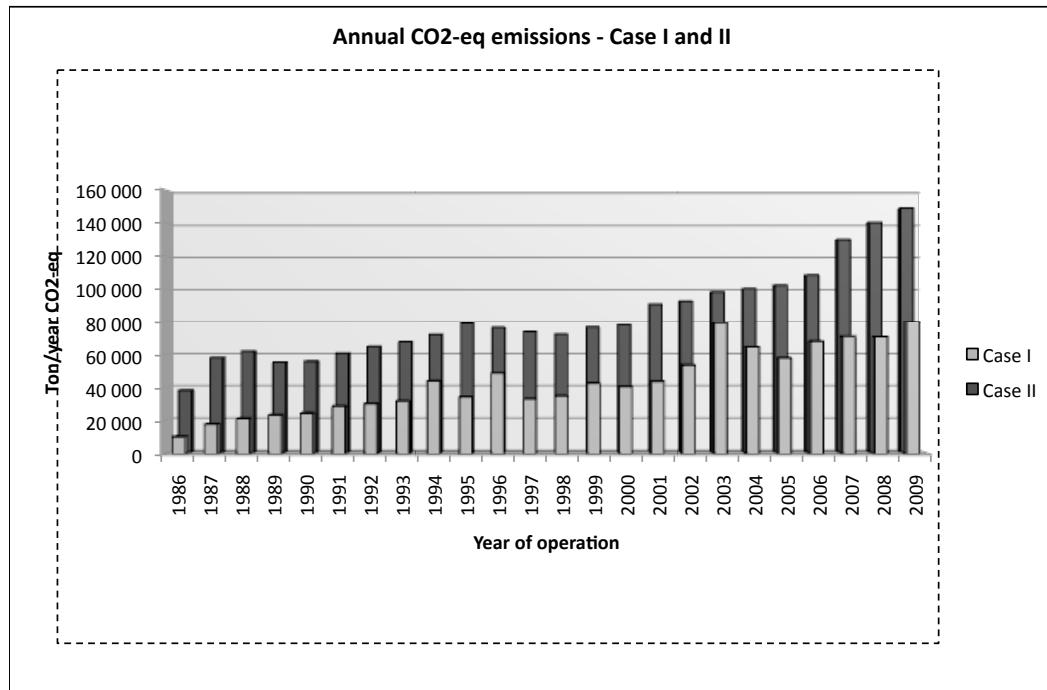


Figur 9: Årlige direkte og indirekte utslipp av drivhusgasser (tonn CO₂-ekv.) med fordeling på enkeltelement, Case 2 - Alternativt system

Fra tabell V3 ser vi at for Case 1 er det de direkte utslipp fra avfallsbrenning og fra fyring med olje og naturgass som er de viktigste kildeene til klimagasser angitt som CO₂-ekv. Utslippene fra avfallsbrenningen (blant annet plastavfall) er det lite å gjøre med, bortsett fra å kildesortere plast bedre. Utslipp fra fyring med olje og naturgass, derimot, bør man styre unna så langt som råd er. Hva man velger å fyre med på kalde dager er imidlertid primært et økonomisk spørsmål, siden prisen på

verdikjeden for alternativ energi samt oppsamling og transport av avfall i Trondheim eller regionalt.

Ved å se på skalaen på Y-aksen i figur 8 og 9 er det tydelig at Case 1 gir vesentlig lavere utslipp av CO₂-ekv. enn Case 2, og vi kan derfor konkludere med at fjernvarmesystemet helt klart har gitt en klimagassgevinst i forhold til alternative løsninger i Trondheim. For hele perioden 1986 - 2008 er de totale utslipp for Case 1 og Case 2 henholdsvis 975.000 tonn og 1.800.000 tonn CO₂-ekv., altså en gevinst på 875.000 tonn CO₂-ekv., eller 5.15 tonn CO₂-ekv. per innbygger i Trondheim. Dette er vist i figur 10.



Figur 10: Forsjell i årlige utslipp av klimagasser (tonn CO₂-ekv.) mellom Case 1 og Case 2

Samlet sett kan vi konkludere med følgende:

- Klimagassregnskapet fra avfallsbasert fjernvarmesystem er langt å foretrekke fremfor alternativ avfallsbehandling og oppvarming av bygninger.
- I Trondheim har dette gitt en gevinst på nær 50%, tilsvarende ca 947.000 tonn CO₂-ekv. for perioden 1986 - 2009, eller 5.56 tonn CO₂-ekv. per innbygger.
- I et fjernvarmesystem må det også fyres med topplast for å dekke varmebehovet når avfallsvarmen ikke strekker til. For systemet i Trondheim har det blitt brukt en god del fossile brensler, med tilhørende utslipp av klimagasser.
- Topplisten burde i større grad baseres på ikke-fossile brensler. Dette valget er i praksis derimot et spørsmål om økonomi og kapasitet.
- De alternative teknologier som ville vært brukt i Trondheim, for avfallsbehandling og for oppvarming av bygninger, ville gitt langt større utslipp av drivhusgasser.
- I dette tilfellet ville de største kildene være fra alternativ avfallsbehandling og oppvarming av næringsbygg.
- Det betyr mye hvilken elektrisitet man forutsetter å bruke. Her er Nordisk El-mix forutsatt. Utslippene ville bli mye lavere dersom fornybar energi var benyttet, og høyere dersom gasskraft eller kullkraft ble

benyttet. I praksis bør man derfor kjøpe garantert grønn kraft.

RESULTATER - NO_x

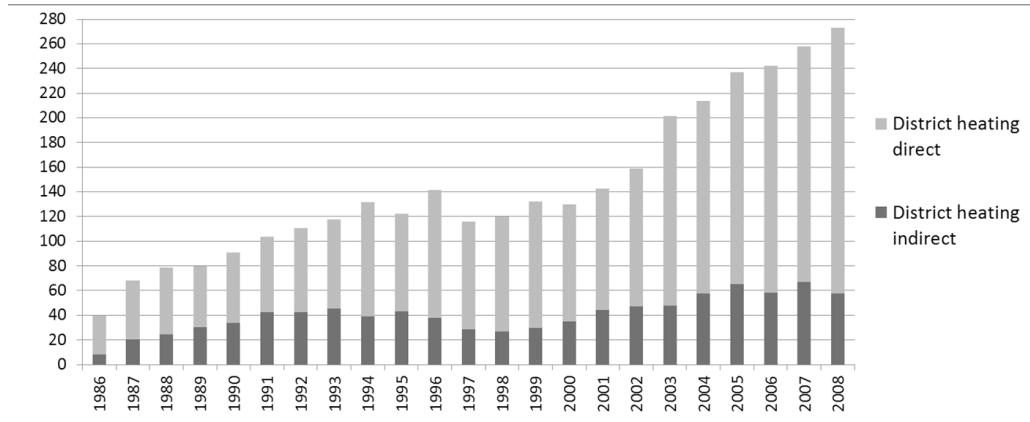
Helt analogt til hvordan utslipp av CO₂-ekv er utført kan utslippene av NO_x beregnes. Resultatene er på amme måte vist i figur 11, 12 og 13, og med tallverdiene for hver energikilde vist mer i detalj i tabell V5 og V6 i vedlegg bakerst i notatet.

Om vi ser på verdiene på Y-aksen ser vi at for NO_x er situasjonen faktisk motsatt av hva den var for CO₂. Det er Case 1 (fjernvarme) som gir de høyeste utslippene. Mer detaljerte opplysninger enn det som er gitt i notatet her viser at Case 1 og Case 2 ga henholdsvis 3619 og 2557 tonn NO_x i samlede utslipp over perioden 1986 - 2009, dvs. ca 30% større utslipp. Årsaken til dette ligger hovedsakelig i det forhold at avfallsforbrenning gir utslipp av NO_x som delvis ikke er til å unngå fordi nitrogen (N) oksideres til NO_x under forbrenningsprosessen.

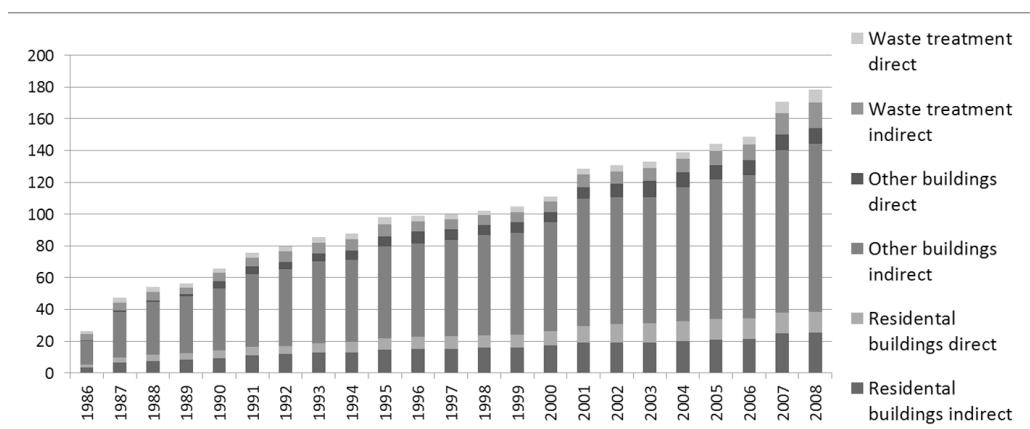
I figur 12 ser vi også det største bidraget til utslipp av NO_x er fra de indirekte utslippene fra næringsbygg. Dette peker videre først og fremst på de indirekte utslipp fra produksjon av elektrisitet og dernest på indirekte utslipp fra verdikjeden for fyringsolje. Også her ville tallene blitt lavere i Case 2 dersom man var flinkere til å kjøpe grønn kraft, og fase helt ut bruk av fyringsolje.

Her ser du resultatene for utslipp av NO_x:

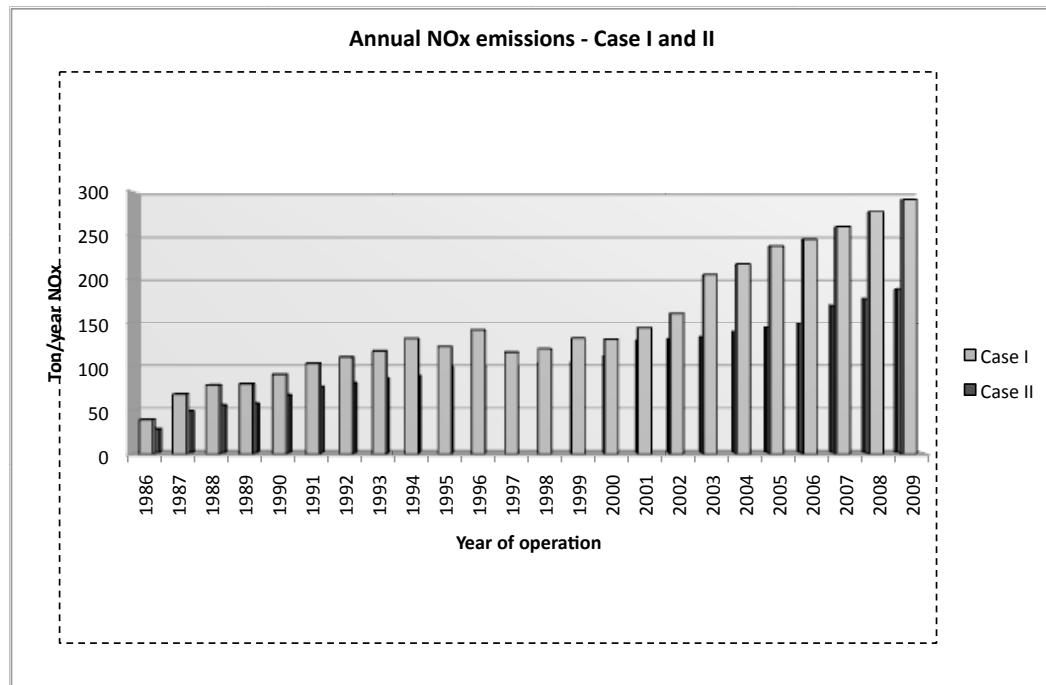
- I Case 1 er det direkte utslipper som dominerer, primært fra brenning av avfall
- I Case 2 er det indirekte utslipper fra oppvarming av næringsbygg som dominerer, primært fra verdikjeden for El og fyringsolje.
- Dessuten, samlede utslipper av NO_x er størst i Case 1, som betyr at det ikke er en fordel med fjernvarme for NO_x.



Figur 11: Årlige direkte og indirekte utslipper av NO_x (tonn) med fordeling på enkeltelement, Case 1 - Fjernvarmesystem



Figur 12: Årlige direkte og indirekte utslipper av NO_x (tonn) med fordeling på enkeltelement, Case 2 - Alternativt system



Figur 13: Forskjell i årlige utslipper av nitrose gasser (tonn NO_x) mellom Case 1 og Case 2

LCA beregning har usikkerheter i seg, og det må foretas følsomhetsanalyse. I denne studien var det særlig forutsetningene for energi og elektrisitet som spilte en stor rolle.

FØLSOMHETSANALYSE I EN LCA

Når LCA utføres er det viktig å vurdere usikkerhet i beregningene, dvs. hvor robuste resultatene er avhengig av at det tas andre forutsetninger og valg i analysen. Dette gjøres ved at det utføres en følsomhetsanalyse, ved å endre viktige forutsetninger i systemet og verdier på de uavhengige variable, og så se hvordan dette påvirker resultatene og konklusjonene fra analysen. Poenget er jo at en LCA skal tjene som støtte for beslutninger i praksis, og vi vet alle at beslutninger tas under mer eller mindre usikkerhet, men ønsker denne så lav som mulig.

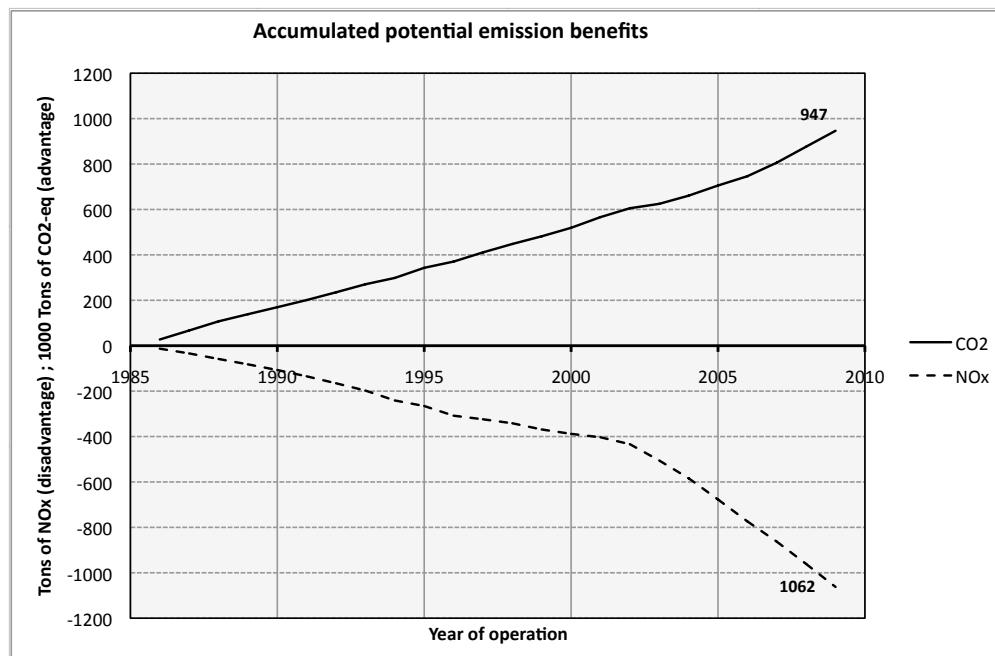
I denne LCA-studien ble det foretatt en rekke antakelser, eksempelvis om alternative teknologier for avfall og oppvarming av bygninger, og det ble valgt å bruke Nordisk El-mix som type elektrisitet. De fleste andre forutsetninger og variable har det vært rimelig god kontroll med. I en følsomhetsanalyse vil det derfor være særlig relevant å kontrollere hvordan resultatene ville se ut dersom andre valg ble foretatt.

Noen konklusjoner fra følsomhetsanalysen er:

- Valg av annen elektrisitetsmix enn Nordisk El-mix påvirker resultatene mye, noe som ikke er overraskende (og vil være tilfelle i alle typer system som bruker mye El).
- Valg av renere El-mix (som norsk vannkraft) ville gi mindre utslipp av både CO₂ og NO_x. Fjernvarme ville blitt mindre fordelaktig for CO₂ og enda verre for NO_x.
- Valg av mer skitten El-mix (som Europeisk El eller kullkraft) ville gi større utslipp av både CO₂ og NO_x. Fjernvarme ville blitt enda sterkere fordelaktig for CO₂ og faktisk fordelaktig også for NO_x.
- De øvrige antakelsene påvirker resultater og konklusjoner i langt mindre grad.

SAMLET KONKLUSJON FRA STUDIEN

Uten å repetere for mye av det foregående kan vi fastslå at LCA for dette systemet har vist seg å gi verdiful informasjon for utslipp av CO₂-ekv og NO_x. Figur 14 viser akkumulert utvikling i utslipp av de to typene gasser, angitt som gevinst i fordel fjernvarmesystemet.



Figur 14: Akkumulert utvikling i utslippsgenvinst av gasser (CO₂-ekv og NO_x) i favør av Case 1

Tilsvarende ville det trolig også vært for andre kategorier miljøpåvirkning, som inngår i LCA men som ikke ble tatt med i denne studien. Analysemетодikken er oversiktlig og systematisk, og det er mulig å avdekke hvilke deler av systemet som gir de viktigste bidrag til utslipp. Det er også kurant å sammenligne ulike tekniske alternative løsninger, noe som kan brukes til å dokumentere gevinsten av faktiske valg som er foretatt, eller til å vite mer

om hvordan tilsvarende løsninger best kan utføres andre steder. Man kan også teste følsomheten av antakelser, og spesielt er dette viktig for de variablene som har stor påvirkning på resultatene. I denne studien ble det klart at fjernvarmesystemet i Trondheim, slik det har utviklet seg fra 1986 til 2008 har gitt store gevinstar i drivhusgassutslipp (CO₂-ekv) men ulemper mht utslipp av NO_x.

LITTERATURLISTE

Brattebø H. and Reenaas M. (2011): Potential CO₂ and NOX benefits from a district heating system during twenty-four years of operation». Artikkel er til vurdering hos Resources, Conservation & Recycling.

Lavenergiutvalget (2009): «Energieffektivisering. Del 1 Hovedrapport». Olje- og energidepartementet, http://www.regjeringen.no/upload/OED/Rapporter/OED_Energieffektivisering_Lavopp.pdf, besøkt 27.01.2011

Reenaas M. and Brattebø H. (2009): «Waste to Heat LCA - Methodologies, Data Documentation and Results». Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Department of Hydraulic and Environmental Engineering.

Skullerud H. (2006): «Metanutslipp fra norske avfallsfyllinger. Reviderte beregninger av deponert avfall 1945-2004». Statistisk sentralbyrå. Notat 2006/16. http://www.ssb.no/emner/01/04/10/notat_200616/notat_200616.pdf, besøkt 27.01.2011.

SSB (2009): Tema Energi. Statistisk sentralbyrå, <http://www.ssb.no/energi>, besøkt 27.01.2011.

SSB (2010): «Fjernvarmestatistikk 2009 - Betydelig økning i fjernvarme». Statistisk sentralbyrå, <http://www.ssb.no/emner/10/08/10/fjernvarme/>, besøkt 27.01.2011.

Dette notatet er forfattet av Helge Brattebø, professor ved Institutt for energi og prosessteknikk, og studieprogramleder for NTNUs internasjonale masterprogram i industriell økologi, med bidrag fra forskningsassistent Marte Reenaas.

Se også Vedlegg på neste side!

VEDLEGG:

Tabell V1: Årlig input av varme fra ulike energikilder, Case 1 - Fjernvarmesystem

Year	Annual inputs of heat (GWh) - Case I: Reference scenario										TOTAL
	W	BF	HP	LFG	NG	PROP/BT	OIL	EL	WH		
1986	59,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,0	4,9	0,0		70,0
1987	93,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	36,2	0,0		133,8
1988	103,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	44,6	0,0		155,2
1989	93,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,2	66,0	0,0		168,2
1990	113,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	76,8	0,0		191,3
1991	120,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	102,2	0,0		224,7
1992	134,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	98,3	0,0		235,0
1993	142,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	106,6	0,0		250,6
1994	151,3	0,0	0,0	4,9	0,0	0,0	49,3	49,3	0,0		254,8
1995	152,2	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	8,3	91,5	32,4		287,3
1996	162,8	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	65,4	30,9	32,1		295,4
1997	158,9	0,0	0,0	2,7	0,4	0,0	23,4	30,6	83,1		299,1
1998	167,7	0,0	0,0	2,5	11,7	0,0	20,6	20,8	88,4		311,6
1999	174,0	0,0	0,0	5,4	23,5	0,0	30,7	17,8	64,4		315,8
2000	170,6	0,0	0,0	3,3	24,2	4,1	13,2	46,4	75,2		337,0
2001	183,0	0,0	1,4	2,7	19,2	8,4	7,0	77,7	95,0		394,4
2002	185,2	3,6	3,7	1,6	31,2	19,9	18,2	69,3	63,9		396,7
2003	196,3	12,6	4,7	1,5	74,3	34,3	60,5	16,3	0,0		400,3
2004	201,8	30,5	4,7	2,1	45,3	33,5	18,0	85,5	0,0		421,4
2005	203,0	45,0	4,5	2,3	43,1	8,4	10,1	121,3	0,0		437,6
2006	201,4	48,0	4,3	2,1	71,5	30,1	13,8	78,8	0,0		450,0
2007	305,4	23,3	3,6	0,7	43,7	18,3	11,6	101,0	0,0		507,6
2008	367,0	23,7	3,7	0,0	25,1	34,4	4,2	59,1	0,0		517,2
2009	382,4	23,4	3,2	0,3	16,4	66,2	6,0	50,7	0,0		548,6
SUM	4222,3	210,0	33,7	39,3	429,5	257,7	394,1	1482,5	534,6		7603,7

W = Waste incineration; BF = Biofuels; HP = Heat pumps; LFG = Landfill gas; NG = Natural gas; PROP/BT = Propane and butane gas; Oil = Fuel oil; EL = Electricity; WH = Waste heat from industry

Tabell V2: Årlig input av varme fra ulike energikilder, Case 2 - Alternativt system

Year	Annual inputs of heat (GWh) - Case II: Alternative scenario										TOTAL
	Residential Buildings - RB			Non-residential buildings - NRB				RB + NRB			
Year	WC	LFOIL	EL	SUB-TOTAL	BP	NG	LFOIL	EL	SUB-TOTAL		TOTAL
1986	2,3	3,4	8,6	14,3	0,0	1,3	4,6	45,1	51,0		65,3
1987	4,5	6,1	16,8	27,4	0,0	2,5	8,7	86,2	97,5		124,9
1988	5,3	7,4	19,1	31,9	0,0	2,9	10,1	100,0	113,0		144,9
1989	5,8	7,9	20,8	34,6	0,0	3,1	11,0	108,4	122,5		157,1
1990	7,0	8,4	24,1	39,5	0,0	0,1	43,8	98,3	142,1		181,6
1991	7,2	8,9	29,5	45,7	0,0	0,2	46,2	120,0	166,4		212,1
1992	7,7	7,7	32,3	47,7	0,0	0,5	46,1	127,3	173,9		221,6
1993	9,5	7,3	34,8	51,5	0,0	0,6	49,5	135,3	185,4		237,0
1994	10,1	6,5	36,0	52,6	0,0	0,7	57,5	131,0	189,3		241,9
1995	11,0	6,9	41,1	59,0	0,6	4,0	61,2	147,7	213,5		272,5
1996	11,8	7,0	42,2	61,0	0,5	3,7	72,5	143,7	220,4		281,4
1997	12,9	7,0	42,4	62,3	0,6	3,9	60,9	156,4	221,9		284,2
1998	12,2	8,4	43,6	64,3	0,7	4,7	59,4	166,1	230,9		295,1
1999	12,9	7,6	44,9	65,3	0,7	5,0	65,1	163,8	234,5		299,8
2000	14,4	7,5	48,2	70,0	0,8	5,8	59,1	183,6	249,3		319,3
2001	16,1	8,5	53,7	78,3	0,8	7,7	69,4	213,8	291,8		370,1
2002	19,0	7,1	53,6	79,7	0,8	9,2	75,6	208,6	294,2		373,9
2003	20,1	8,0	52,8	80,9	1,9	9,2	93,9	193,8	298,8		379,8
2004	19,9	8,8	56,0	84,7	2,5	10,8	82,3	217,5	313,1		397,8
2005	20,7	10,3	57,1	88,1	2,6	13,4	74,2	234,0	324,2		412,3
2006	20,8	8,8	60,6	90,2	3,6	15,7	81,1	233,9	334,3		424,4
2007	21,4	7,8	71,6	100,7	4,1	18,4	80,6	272,9	376,0		476,7
2008	21,7	8,4	72,6	102,6	4,3	7,9	84,4	285,7	382,2		484,8
2009	23,0	8,9	77,0	108,8	4,6	8,4	89,5	303,1	405,5		514,3
SUM	317,4	184,6	1039,0	1541,0	29,2	139,7	1386,7	4076,1	5631,6		7172,7

WC = Wood chops; LFOIL = Light fuel oil; EL = Electricity; BP = Bio pellets; NG = Natural gas

Tabell V3: Årlige utslipp av CO₂-ekv (ton/år), Case 1 - Fjernvarmesystem

Year	Case I: Reference scenario - Indirect (ind) and direct (dir) emissions of CO ₂ -eq (ton/year) from waste management and heat sources.										Total (TOT)			
	Waste (W)		Natural gas (NG)		Fuel oil (OIL)		Electricity (EL)		Sum others (O)					
Year	W-ind	W-dir	NG-ind	NG-dir	OIL-ind	OIL-dir	EL-ind	EL-dir	O-ind	O-dir	TOT-ind	TOT-dir	TOT	ACCUM
1986	475	7 092	0	0	332	1 782	602	0	140	0	1 548	8 874	10 422	10 422
1987	752	11 232	0	0	221	1 188	4 444	2	140	0	5 557	12 422	17 979	28 401
1988	832	12 432	0	0	388	2 079	5 475	2	140	0	6 835	14 513	21 348	49 749
1989	747	11 160	0	0	509	2 732	8 102	3	140	0	9 499	13 895	23 394	73 143
1990	908	13 560	0	0	83	445	9 428	4	140	0	10 559	14 009	24 568	97 711
1991	965	14 412	0	0	133	713	12 546	5	140	0	13 784	15 130	28 913	126 624
1992	1 077	16 092	0	0	144	772	12 067	5	140	0	13 428	16 869	30 297	156 922
1993	1 148	17 148	0	0	61	327	13 086	5	140	0	14 435	17 480	31 915	188 837
1994	1 216	18 156	0	0	2 730	14 640	6 052	2	166	1 101	10 164	33 900	44 064	232 900
1995	1 223	18 264	0	0	460	2 465	11 233	4	156	652	13 070	21 385	34 456	267 356
1996	1 308	19 532	0	0	3 622	19 424	3 789	2	163	961	8 881	39 919	48 800	316 156
1997	1 276	19 066	22	83	1 293	6 935	3 760	1	155	611	6 506	26 697	33 203	349 359
1998	1 347	20 119	632	2 397	1 139	6 112	2 553	1	153	555	5 826	29 184	35 009	384 369
1999	1 398	20 879	1 278	4 843	1 700	9 120	2 183	1	169	1 214	6 728	36 056	42 784	427 153
2000	1 371	20 476	1 314	4 979	731	3 920	5 696	2	380	1 809	9 492	31 186	40 677	467 830
2001	1 470	21 962	1 041	3 946	387	2 076	9 534	4	640	2 801	13 072	30 789	43 861	511 691
2002	1 488	22 228	1 692	6 413	1 009	5 414	8 505	3	1 325	5 557	14 019	39 615	53 634	565 325
2003	1 577	23 553	4 034	15 286	3 349	17 962	1 995	1	2 176	9 292	13 130	66 094	79 224	644 548
2004	1 526	22 792	2 458	9 315	997	5 347	10 499	4	2 242	9 282	17 722	46 740	64 462	709 010
2005	1 535	22 925	2 339	8 863	559	2 997	14 891	6	959	2 818	20 282	37 609	57 891	766 901
2006	1 523	22 747	3 881	14 707	764	4 098	9 675	4	2 150	8 448	17 993	50 005	67 998	834 900
2007	2 309	34 490	2 373	8 994	643	3 448	12 397	5	1 347	4 985	19 069	51 921	70 991	905 890
2008	2 775	41 447	1 361	5 157	233	1 251	7 250	3	2 210	9 024	13 839	56 882	70 721	976 611
2009	2 891	43 189	890	3 374	334	1 792	6 225	2	3 936	17 380	14 277	65 739	80 016	1 056 627
SUM	33 137	494 953	23 316	88 357	21 821	117 038	181 987	72	19 447	76 490	279 715	776 912	1 056 627	
SUM-%	3,1	46,8	2,2	8,4	2,1	11,1	17,2	0,0	1,8	7,2	26,5	73,5	100,0	

Tabell V4: Årlige utslipp av CO₂-ekv (ton/år), Case 2 - Alternativt system

Year	Case II: Alternative scenario - Indirect (ind) and direct (dir) emissions of CO ₂ -eq (ton/year) from waste management and heat sources.										Total (TOT)			
	Waste (W)		Natural gas (NG)		Fuel oil (OIL)		Electricity (EL)		Biofuel (BF)					
Year	W-ind	W-dir	NG-ind	NG-dir	OIL-ind	OIL-dir	EL-ind	EL-dir	BF-ind	BF-dir	TOT-ind	TOT-dir	TOT	ACCUM
1986	597	27 619	78	264	412	2 125	6 598	3	6	21	7 690	30 031	37 721	37 721
1987	791	38 812	148	505	766	3 952	12 651	5	11	41	14 367	43 315	57 683	95 404
1988	850	39 735	172	585	910	4 693	14 626	6	13	48	16 572	45 068	61 640	157 044
1989	674	31 308	186	634	980	5 057	15 859	6	15	53	17 714	37 059	54 773	211 817
1990	857	22 867	4	15	2 670	13 939	15 018	6	18	64	18 567	36 891	55 457	267 274
1991	888	23 439	11	37	2 822	14 732	18 359	7	18	66	22 098	38 282	60 381	327 655
1992	1 001	26 543	27	91	2 753	14 384	19 586	8	20	71	23 386	41 097	64 483	392 138
1993	1 045	27 065	37	127	2 900	15 165	20 882	8	24	87	24 888	42 451	67 339	459 476
1994	1 143	29 546	43	147	3 268	17 111	20 500	8	25	92	24 980	46 904	71 884	531 360
1995	1 222	31 745	237	808	3 477	18 208	23 168	9	34	103	28 139	50 873	79 012	610 372
1996	1 032	25 967	219	747	4 050	21 220	22 819	9	36	110	28 156	48 053	76 209	686 582
1997	1 020	25 444	234	797	3 469	18 163	24 401	10	39	120	29 164	44 533	73 697	760 279
1998	965	22 421	279	949	3 465	18 125	25 743	10	38	114	30 490	41 619	72 110	832 389
1999	1 023	25 367	296	1 009	3 707	19 408	25 615	10	40	120	30 682	45 915	76 596	908 985
2000	1 034	25 635	345	1 174	3 400	17 792	28 449	11	45	134	33 273	44 746	78 019	987 004
2001	1 223	29 888	460	1 567	3 976	20 812	32 835	13	50	150	38 544	52 431	90 975	1 077 979
2002	1 260	30 305	545	1 857	4 218	22 105	32 184	13	57	177	38 264	54 456	92 720	1 170 699
2003	1 296	31 852	549	1 870	5 196	27 239	30 265	12	72	190	37 378	61 163	98 541	1 269 240
2004	1 337	33 481	639	2 177	4 650	24 353	33 575	13	78	190	40 280	60 215	100 495	1 369 734
2005	1 400	34 820	797	2 715	4 315	22 570	35 739	14	81	197	42 331	60 316	102 647	1 472 382
2006	1 548	38 136	934	3 183	4 588	24 026	36 148	14	92	201	43 310	65 561	108 872	1 581 253
2007	2 156	53 011	1 094	3 727	4 506	23 609	42 280	17	99	209	50 136	80 573	130 709	1 711 962
2008	2 551	62 725	468	1 593	4 731	24 783	43 978	17	102	212	51 829	89 330	141 159	1 853 121
2009	2 717	66 802	496	1 690	5 018	26 291	46 654	18	109	225	54 993	95 026	150 019	2 003 140
SUM	29 629	804 533	8 300	28 269	80 248	419 862	627 932	249	1 123	2 996	747 231	1 255 909	2 003 140	
SUM-%	1,5	40,2	0,4	1,4	4,0	21,0	31,3	0,0	0,1	0,1	37,3	62,7	100,0	

Tabell V5: Årlige utslipp av NO_x (ton/år), Case 1 - Fjernvarmesystem

Year	Waste (W)		Fuel gases (G)		Fuel oil (OIL)		Electricity (EL)		Biofuel (BF)		Total (TOT)			
	W-ind	W-dir	G-ind	G-dir	OIL-ind	OIL-dir	EL-ind	EL-dir	BF-ind	BF-dir	TOT-ind	TOT-dir	TOT	ACCUM
1986	5,2	29,6	0,0	0,0	1,3	2,0	1,5	0,0	0,0	0,0	7,9	31,6	39,5	40
1987	8,2	46,8	0,0	0,0	0,9	1,3	11,2	0,0	0,0	0,0	20,2	48,1	68,3	108
1988	9,0	51,8	0,0	0,0	1,5	2,4	13,8	0,0	0,0	0,0	24,3	54,2	78,4	186
1989	8,1	46,5	0,0	0,0	2,0	3,1	20,4	0,0	0,0	0,0	30,4	49,6	80,0	266
1990	9,9	56,5	0,0	0,0	0,3	0,5	23,7	0,0	0,0	0,0	33,9	57,0	90,9	357
1991	10,5	60,1	0,0	0,0	0,5	0,8	31,5	0,0	0,0	0,0	42,5	60,9	103,4	461
1992	11,7	67,1	0,0	0,0	0,6	0,9	30,3	0,0	0,0	0,0	42,6	67,9	110,5	571
1993	12,5	71,5	0,0	0,0	0,2	0,4	32,9	0,0	0,0	0,0	45,6	71,8	117,4	688
1994	13,2	75,7	0,0	0,3	10,5	16,6	15,2	0,0	0,0	0,0	38,9	92,6	131,5	820
1995	13,3	76,1	0,0	0,2	1,8	2,8	28,2	0,0	0,0	0,0	43,3	79,1	122,4	942
1996	14,2	81,4	0,0	0,3	13,9	22,1	9,5	0,0	0,0	0,0	37,6	103,7	141,4	1 084
1997	13,9	79,4	0,1	0,2	5,0	7,9	9,4	0,0	0,0	0,0	28,3	87,6	115,9	1 200
1998	14,6	83,8	1,3	2,4	4,4	6,9	6,4	0,0	0,0	0,0	26,7	93,1	119,8	1 319
1999	15,2	87,0	2,6	4,8	6,5	10,4	5,5	0,0	0,0	0,0	29,8	102,1	131,9	1 451
2000	14,9	85,3	3,6	5,2	2,8	4,5	14,3	0,0	0,0	0,0	35,6	94,9	130,5	1 582
2001	16,0	91,5	4,0	4,6	1,5	2,4	24,0	0,0	0,0	0,0	45,4	98,4	143,8	1 726
2002	16,2	92,6	7,8	7,8	3,9	6,1	21,4	0,0	0,3	5,0	49,4	111,6	161,1	1 887
2003	17,1	98,1	15,6	17,3	12,9	20,4	5,0	0,0	0,9	17,7	51,6	153,6	205,1	2 092
2004	16,6	95,0	12,3	11,8	3,8	6,1	26,4	0,0	2,2	43,0	61,3	155,8	217,1	2 309
2005	16,7	95,5	6,6	9,1	2,1	3,4	37,4	0,0	3,3	63,6	66,1	171,6	237,7	2 547
2006	16,5	94,8	14,4	16,4	2,9	4,7	24,3	0,0	3,5	67,8	61,7	183,7	245,4	2 792
2007	25,1	143,7	8,8	10,0	2,5	3,9	31,2	0,0	1,7	32,8	69,2	190,5	259,7	3 052
2008	30,1	172,7	10,3	7,9	0,9	1,4	18,2	0,0	1,7	33,5	61,3	215,5	276,8	3 329
2009	31,4	180,0	16,3	9,2	1,3	2,0	15,6	0,0	1,7	33,0	66,3	224,2	290,5	3 619
SUM	360	2 062	104	107	84	133	457	0	15	296	1 020	2 599	3 619	
SUM-%	9,9	57,0	2,9	3,0	2,3	3,7	12,6	0,0	0,4	8,2	28,2	71,8	100,0	

Fuel gases (G) here include Landfill gas, Natural gas and Propane/butane gas

Tabell V6: Årlige utslipp av NO_x (ton/år), Case 2 - Alternativt system

Year	Waste (W)		Natural gas (NG)		Fuel oil (OIL)		Electricity (EL)		Biofuel (BF)		Total (TOT)			
	W-ind	W-dir	NG-ind	NG-dir	OIL-ind	OIL-dir	EL-ind	EL-dir	BF-ind	BF-dir	TOT-ind	TOT-dir	TOT	ACCUM
1986	3,8	2,1	0,1	0,1	1,6	0,8	16,6	0,0	0,1	1,3	22,2	4,2	26,4	26
1987	5,1	2,9	0,3	0,1	2,9	1,5	31,8	0,0	0,3	2,6	40,3	7,1	47,4	74
1988	5,4	3,0	0,3	0,2	3,5	1,7	36,8	0,0	0,3	3,1	46,2	7,9	54,1	128
1989	4,3	2,3	0,3	0,2	3,7	1,9	39,9	0,0	0,3	3,4	48,5	7,7	56,2	184
1990	5,5	3,0	0,0	0,0	10,2	5,2	37,7	0,0	0,4	4,1	53,8	12,2	66,0	250
1991	5,6	3,0	0,0	0,0	10,8	5,5	46,1	0,0	0,4	4,2	63,0	12,7	75,6	326
1992	6,4	3,4	0,0	0,0	10,5	5,3	49,2	0,0	0,4	4,5	66,6	13,2	79,8	406
1993	6,6	3,5	0,1	0,0	11,1	5,6	52,5	0,0	0,5	5,5	70,8	14,6	85,4	491
1994	7,2	3,8	0,1	0,0	12,5	6,3	51,5	0,0	0,6	5,8	71,9	16,0	87,9	579
1995	7,8	4,1	0,4	0,2	13,3	6,7	58,2	0,0	0,7	6,5	80,4	17,6	97,9	677
1996	6,5	3,4	0,4	0,2	15,5	7,9	57,3	0,0	0,7	7,0	80,4	18,4	98,8	776
1997	6,4	3,3	0,4	0,2	13,2	6,7	61,3	0,0	0,8	7,6	82,2	17,8	100,0	876
1998	6,1	2,9	0,5	0,2	13,2	6,7	64,7	0,0	0,8	7,2	85,2	17,1	102,3	978
1999	6,5	3,3	0,5	0,3	14,2	7,2	64,4	0,0	0,8	7,6	86,3	18,3	104,6	1 082
2000	6,5	3,3	0,6	0,3	13,0	6,6	71,5	0,0	0,9	8,5	92,5	18,7	111,2	1 194
2001	7,7	3,9	0,8	0,4	15,2	7,7	82,5	0,0	1,0	9,5	107,2	21,5	128,7	1 322
2002	7,9	3,9	0,9	0,5	16,1	8,2	80,9	0,0	1,2	11,2	107,0	23,8	130,8	1 453
2003	8,2	4,1	0,9	0,5	19,8	10,1	76,1	0,0	1,4	12,1	106,4	26,8	133,2	1 586
2004	8,5	4,3	1,1	0,6	17,8	9,0	84,4	0,0	1,4	12,1	113,1	26,0	139,1	1 725
2005	8,8	4,5	1,4	0,7	16,5	8,4	89,8	0,0	1,5	12,6	118,0	26,1	144,1	1 870
2006	9,8	4,9	1,6	0,8	17,5	8,9	90,8	0,0	1,6	12,9	121,3	27,5	148,9	2 018
2007	13,6	6,8	1,9	1,0	17,2	8,7	106,3	0,0	1,7	13,3	140,7	29,9	170,6	2 189
2008	16,1	8,1	0,8	0,4	18,1	9,2	110,5	0,0	1,7	13,6	147,2	31,3	178,5	2 367
2009	17,1	8,6	0,9	0,4	19,2	9,7	117,2	0,0	1,8	14,4	156,3	33,2	189,4	2 557
SUM	187	96	14	7	306	156	1 578	0	21	190	2 107	449	2 557	
SUM-%	7,3	3,8	0,6	0,3	12,0	6,1	61,7	0,0	0,8	7,4	82,4	17,6	100,0	



Forelesningsnotat Nr. 16 - Professor Helge Brattebø

Livsløpsanalyse - Eksempel vegbroer

Formålet med dette notatet er å gi en eksemplifisering og konkretisering av hvordan LCA kan brukes for å vurdere miljøpåvirkningen fra vegbroer.

Du skal ha lært:

- Hvordan den norske beholdningen av vegbroer er sammensatt og har utviklet seg over tid
- Hva litteraturen sier om miljøpåvirkning fra broer
- Hvilke forhold dataprogrammet BridgeLCA kan analysere for broer
- Hvilke kategorier miljøpåvirkning, hvilke deler av et brosystem og hvilke materialer som er de viktige mht å bidra til miljøpåvirkning

1. INTRODUKSJON

Det har i flere tiår vært vanlig å utrede mulige miljøkonsekvenser som følge av store utbyggingsprosjekter, i og med at dette inngår i kravene til Forskrift om konsekvensutredninger (KU), sist revidert i 2009 (Miljøverndepartementet 2009), med hjemmel i Plan- og bygningsloven. Da er det i hovedsak de lokale miljøkonsekvensene man har utredet, sammen med sosiale og økonomiske konsekvenser av utbyggingen, slik at man kan velge det prosjektaalternativet som gir de laveste ulempene samlet sett.

Som følge av den økende forståelsen av at miljøkonsekvenser ikke kun skjer lokalt, men også regionalt og globalt, og at livsløps-tenkning må legges til grunn for å kunne møte mange viktige miljøutfordringer, har man de siste årene også forstått at livsløpsanalyse (LCA) er et verktøy som må brukes ved miljøvurderinger av utbyggingsprosjekter og infrastrukturtiltak innen BAE-sektoren (Bygg, Anlegg og Eiendom), slik som nye prosjekter for veger og bruer.

I Norge arbeides det nå med å innarbeide LCA-metodikk for energibruk og klimagassutslipp som del av samfunnsøkonomisk analyse av vegprosjekter, dvs som del av EFFEKT programmet hos Vegvesenet. Det arbeides også med å utvikle et LCA-verktøy for analyse av broprosjekter, slik at man kan analysere miljøkonsekvensene ved ulike utforming og utførelse av vegbroer. Ved NTNU har IVM vært ansvarlig for utvikling og utprøving av et slikt verktøy, *BridgeLCA*, i ETSI-prosjektet, sammen med universiteter og rådgiverfirma i Finland, Sverige og Danmark.

Arbeidet er utført på oppdrag for vegvesenet i disse fire landene. Dette notatet forklarer hvordan LCA-metodikken er utviklet for vegbroer, og viser utvalgte resultater for analyse av tre broer i Norge.

Før du leser videre i notatet kan det være lurt å spørre deg selv: Hva tror du kan bidra til miljøpåvirkning i hver av de fire fasene av en bro sitt livsløp (produksjon, konstruksjon, drift og vedlikehold, avhending)? Hvilke 2-3 enkeltfaktorer tror du har størst betydning mht potensiell miljøbelastning for en bro, lokalt og nasjonalt/globalt? Skriv ned svarene dine, og når du så har lest hele notatet kan du sjekke opp i hvilken grad du tenkte riktig på disse spørsmålene.

2. LIVSLØPSTENKNING OG BROER

2.1 Bestanden av broer i Norge

Etter en studie av den norske bestanden av vegbroer (Hammervold *et al.* 2011a) kan vi konkludere med at det i alt er ca 10635 vegbroer i Norge, med samlet lengde på ca 360 km og samlet flateareal på ca 3,27 millioner m², se tabell 1. Av disse er 77% av betong, 20.6% av stål, og resten av stein eller tre.

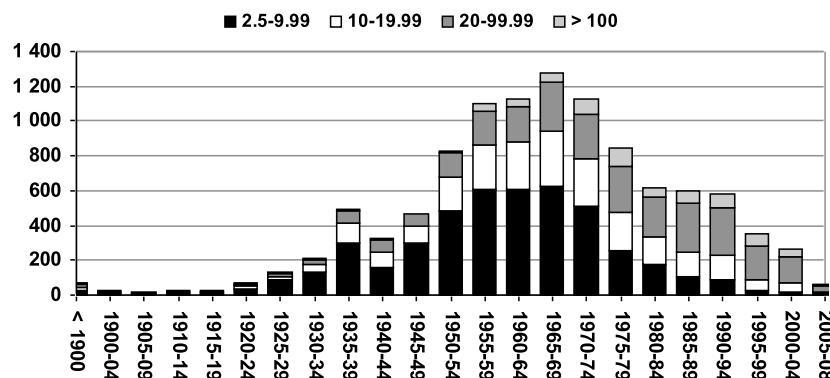
Figur 1 viser alderssammensetningen av brobestanden, samt fordelingen i ulike lengdeklasser. Vi ser at hovedmengden broer ble bygget mellom 1950 og 1980, at det er mange broer av kort lengde, og at flertallet av broer bygget siden 1980 har lengde på 20 meter eller mer. Figuren viser at antall nybygde broer bortimot stagnerer, og dermed er det et faktum at brobestanden i prinsippet eldes med ett år for hvert år som går.

Tabell 1: Sammensetning av Norges beholdning av vegbroer i 2008

Bridge type	Number		Length		Surface area	
	No	%	m	%	m ²	%
Concrete	8 187	77.0	241 420	68.8	2 313 293	72.2
Steel	2 195	20.6	113 460	30.0	928 055	26.9
Stone	221	2.1	3 210	0.8	18 766	0.5
Wood	32	0.3	1 500	0.4	12 483	0.4
Total	10 635	100	359 590	100	3 272 597	100

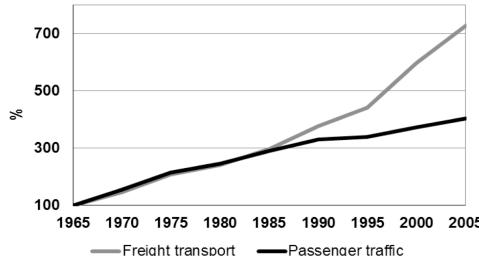
Om beholdningen av vegbroer i Norge kan vi slå fast følgende:

- stort antall broer
- betongbroer dominerer, dernest stålbroer
- broene ble i hovedsak bygget mellom 1950 og 1980
- de siste årene bygges færre helt korte broer



Figur 1: Aldersfordeling og lengdefordeling av norske vegbroer

Med stadig høyere gjennomsnittsalder for broene øker behovet for vedlikehold, reparasjoner og utskiftninger, men faktum er at det er et betydelig vedlikeholdsetterslep, og at også dette øker for hvert år som går. Dette er i seg selv en svært uheldig utvikling, og den står i skarp kontrast til det faktum at mengde vegtrafikk har økt kraftig siden 1965, og fortsatt øker, se figur 2 (Monsrud 2008).

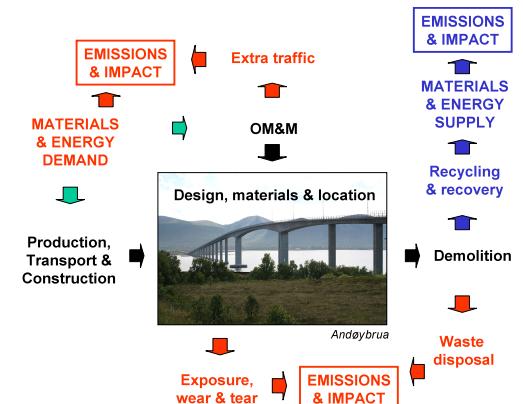


Figur 2: Utviklingen i vegtrafikk i Norge

Utviklingstrekkene som er vist ovenfor innebærer at behovet for livsløpstenkning presser seg frem i mye større grad enn i tidligere tider, med et økende behov for å prioritere og optimalisere drift og vedlikehold. Dette er også den faktiske bakgrunnen for at vegvesenet i mange land nå for tiden utvikler verktøy for livsløpsoptimalisering av broer. Når det gjelder økonomisk optimalisering, skjer dette ved utvikling av Life Cycle Costing (LCC) verktøy, og når det gjelder miljømessig optimalisering skjer det ved utvikling av Life Cycle Assessment (LCA) verktøy. I dette notatet behandler vi bare LCA.

2.2. Miljøpåvirkning i en bros livsløp

Som allerede indikert i introduksjonen ovenfor, vil miljøpåvirkning i en bros livsløp kunne skje i alle faser; produksjon, konstruksjon, drift og vedlikehold, og avhending. Figur 3 viser dette helt skjematiske.



Figur 3: Mulig miljøpåvirkning i ulike faser i livsløpet til en bro

Produksjon, transport og konstruksjon av broen og dens ulike komponenter (til venstre i figuren) forbruker materialer og energi, og dette gir utslipps av stoffer til natur og miljø, som igjen gir miljøpåvirkning (øverst til venstre). Det samme gjør den ekstra trafikk som drift og vedlikehold (Operation, Maintenance & Management) medfører, samt at også dette trekker på ressurser ved reparasjoner og utskiftninger av brokomponenter. Ved avhending av broen, eller deler av denne (etter utskiftninger) kan avfall enten gå til avfallsbehandling, og i så fall gi miljøpåvirkning (nederst til høyre), eller utvalgte materialer

kan gjenvinnes og gi såkalt unngåtte utslipp og unngått miljøpåvirkning (øverst til høyre). Til sist kan utelekking og slitasje av stoffer (asfalt, maling, impregnering) fra broen under drift gi miljøpåvirkning (nederst i midten). Altså, det er mange mulige veier til miljøpåvirkning fra en bro, over hele dens livsløp, men det er også muligheter for å unngå utslipp og miljøpåvirkning ved gjenvinning av materialer og energi.

3. OM ETSI PROSJEKTET

ETSI er en finsk forkortelse som på norsk står for "Livssyklus optimalisering av broer". ETSI-prosjektet kom i stand som følge av at vegvesenet i Finland, Sverige og Norge i 2006 startet et felles prosjekt for utvikling av kunnskap og modellverktøy for hvordan optimalisere broer ut fra livsløpstenkning. I 2007 ble NTNU invitert inn i prosjektet med ansvar for å utvikle LCA-verktøy for miljøvurdering av broer, på samme måte som KTH i Stockholm fikk ansvaret for LCC-verktøy, og Aalto universitetet i Helsinki fikk ansvar for et verktøy for vurdering av broers estetiske kvalitet. I 2009 ble også vegvesenet i Danmark med i prosjektet, samt COWI i Danmark.

ETSI prosjektet er et nordisk prosjekt for livsløps optimalisering av vegbroer, mht:

- LCC (kostnader)
- LCA (miljø)
- Estetikk

NTNU har hatt ansvaret for utvikling av LCA verktøyet i prosjektet (BridgeLCA)

3.1 NTNUs rolle i prosjektet

NTNU har i dette prosjektet utført en State-of-the-Art litteraturstudie over miljøpåvirkning fra broer, og vi har utviklet to LCA-verktøy for broer: *BridgeLCA* for en mer detaljert miljøvurdering og *BridgeLCA-Simplified* for en forenklet miljøvurdering. Hensikten var å kunne tilby vegvesenet, rådgivende ingeniørfirma og broingeniører LCA-verktøy for ulike faser i planleggingen av et prosjekt, der *BridgeLCA* skal kunne beregne miljøpåvirkningen mer nøyaktig ut fra kjennskap til mengder av ulike materialer og energibærere som går med til bygging, drift og vedlikehold av en bro, mens den forenklede versjonen *BridgeLCA-Simplified* skal kunne estimere miljøpåvirkningen ut fra kjennskap til broens geometri (Type, lengde, bredde). Prosjektet arbeider også med å utvikle en database over typiske kostnader og material- og energiforbruk for ulike typer broer.

3.2 State-of-the-Art

State-of-the-Art studien om miljøpåvirkning fra vegbroer viste at det publisert mindre enn ti vitenskapelige studier om LCA for vegbroer internasjonalt, noe som i seg selv er overskadelig lite, gitt den store interessen for LCA og behovet for livsløpstenkning for broer. Litteraturstudiene vi har utført er beskrevet også andre steder (Hammervold *et al.* 2009, Hammervold *et al.* 2011b). Når det gjelder materialproduksjon kan følgende kort oppsummeres:

En gjennomgang av internasjonal litteratur viser State-of-the-Art for miljøvurdering av vegbroer. Merk deg erfaringene herfra.

- Generelt sett er det produksjonen av materialer til en bro som i overveiende grad dominerer miljøpåvirkningen over broens livsløp
- Dermed er det viktig å redusere materialbruken gjennom bedre design og økt levetid for broen
- Det er neppe slik at det er en bestemt type design av broer som skal velges, siden ulike utforminger og typer broer vil brukes, men man må optimalisere materialvalget også ut fra miljøhensyn
- Generelt er det forbruket av stål og betong som dominerer miljøpåvirkningen, og betong innebærer også stort forbruk av stål
- Det spiller også en rolle at stål lettare kan resirkuleres enn betong
- Videre bør transportarbeid minimeres ved bruk av lokalt produsert material så langt råd er

Når det gjelder drift og vedlikehold kan følgende kort oppsummeres:

- Drift og vedlikehold spiller også en viktig rolle for miljøbelastningen fra en bro
- Spesielt er det viktig å utføre vedlikehold, reparasjoner og utskjiftinger slik at broens levetid øker
- For å lykkes med dette er god overflatebeskyttelse viktig, og bruk av kompositmaterialer har vist seg fordelaktige
- Spesielt viktig er det å unngå lange perioder med hel eller delvis stengning av broen, grunnet vedlikehold og reparasjoner, for broer som har høy trafikk, fordi dette gir store utslipp pga omkjøringer

4. OM BridgeLCA

Dataprogrammet *BridgeLCA* er for tiden fortsatt under utvikling. En tidligere versjon av programmet ble programmert i Matlab, med inngangsdata lastet inn fra Excel. Tanken var å utvikle et program som en bruker kunne kjøre over Internett, etter oppkobling mot en sentral server. Underveis har vegvesenet i de fire involverte landene konkludert med at det er bedre med stand-alone utgaver enn en web-basert versjon av programmet, og man ønsker også et program som kun trenger Excel. Av den grunn er vi i ferd med å utvikle en ny versjon av *BridgeLCA*, som ferdigstilles i 2012, men som i sin logiske oppbygging ikke blir så veldig forskjellig fra forrige utgave fra 2009. I det etterfølgende viser vi til versjonen fra 2009, samt resultater fra analyse av tre norske eksempelbroer, utført med denne versjonen av programmet.

4.1 Definisjon av livsløpssystem for vegbro
Noe man tidlig konkluderte med i ETSI prosjektet var at man må enes om felles definisjon av hva en bro er, og dens ulike komponenter. Dette utføres i dag noe forkjellig i de ulike land, og dette får følger når en felles struktur for database over kostnader og miljøforhold for broer skal utvikles, og når

felles LCC og LCA program skal utvikles. Det er likevel ikke snakk om veldig store forskjeller her. ETSI prosjektet har derfor valgt å bruke definisjoner som i hovedsak peker mot svenske standarder, og med standard oppdeling av en bro som vist i tabell 2 (Hammervold, 2009):

Tabell 2: Standard definisjon og oppdeling av livsløpssystem for en vegbro

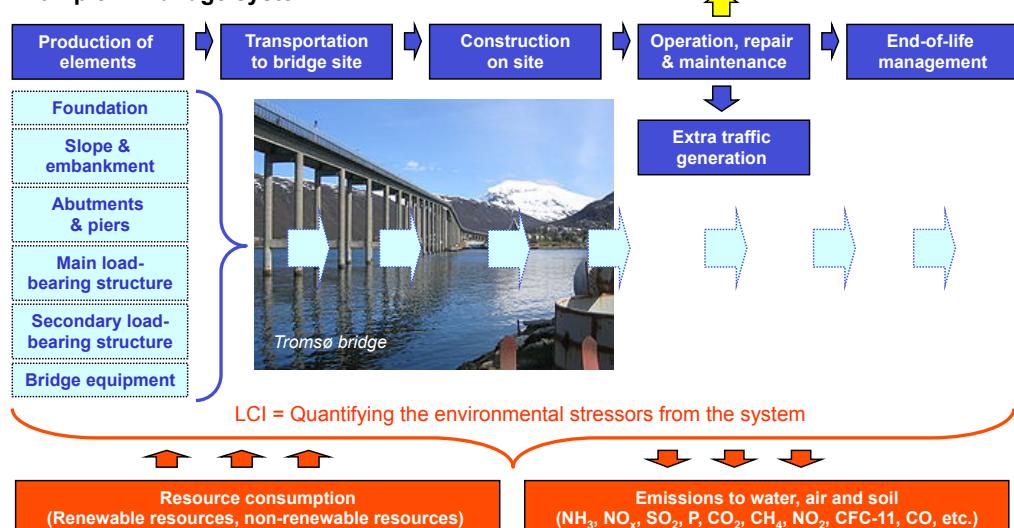
Bridge Life System Component	Material transportation	Foundation	Slope and embankment	Main load-bearing structure (superstructure)	Secondary load-bearing structure (substructure)
Elements	- Truck transport - Boat transport - Ship transport - Train transport	- Foundation, plinth, pile cap - Pile - Erosion protection	- Embankment, embankment end, backfill - Soil reinforcement and slope protection	- Slab and deck - Beam, girder - Truss - Arch, vault - Cable system - Pipe, culvert	- Secondary load-bearing beam, cross beam - Secondary load-bearing truss, wind bracing
Bridge Life System Component	Bridge equipment	Construction	Operation, repair and maintenance	End-of-life management	
Elements	- Bearing and hinge - Edge beam - Insulation, water proofing - Surfacing - Parapet, railing - Expansion joint - Drainage system	- Temporary constructions - Excavation, soil - Excavation, rock - Bridge construction - Transportation of workers - Other activities	- Year 1-10 - Year 11-20 - etc.... - Year 91-100	- Demolition - Landscaping - Waste management	

4.2 Inventaranalysen i BridgeLCA

Basert på definisjonene og oppdelingen av broer som vist i tabell 2, kan man så kartlegge ressursforbruket av alle innsatsfaktorer for hver komponent av broens livsløp, og hvert element av de ulike komponentene. Med innsatsfaktorer mener vi da forbruket av materialer og energibærere i alle deler av broens livsløp. Inventaranalysen i en LCA innebærer å tallfeste størrelsen av alle slike

innsatsfaktorer, relatert til hver komponent og hvert element av broens livsløp slik som vist i tabell 2. Inventaranalysen (Life Cycle Inventory, LCI) kan dermed illustreres som vist i figur 4 og figur 5. Hele poenget er altså å bestemme forbruket av ressurser og det tilhørende utslippet av stoffer til vann, luft og jord, som vist i bunnen av figur 4, og som angitt mer direkte i figur 5.

Example – A bridge system:

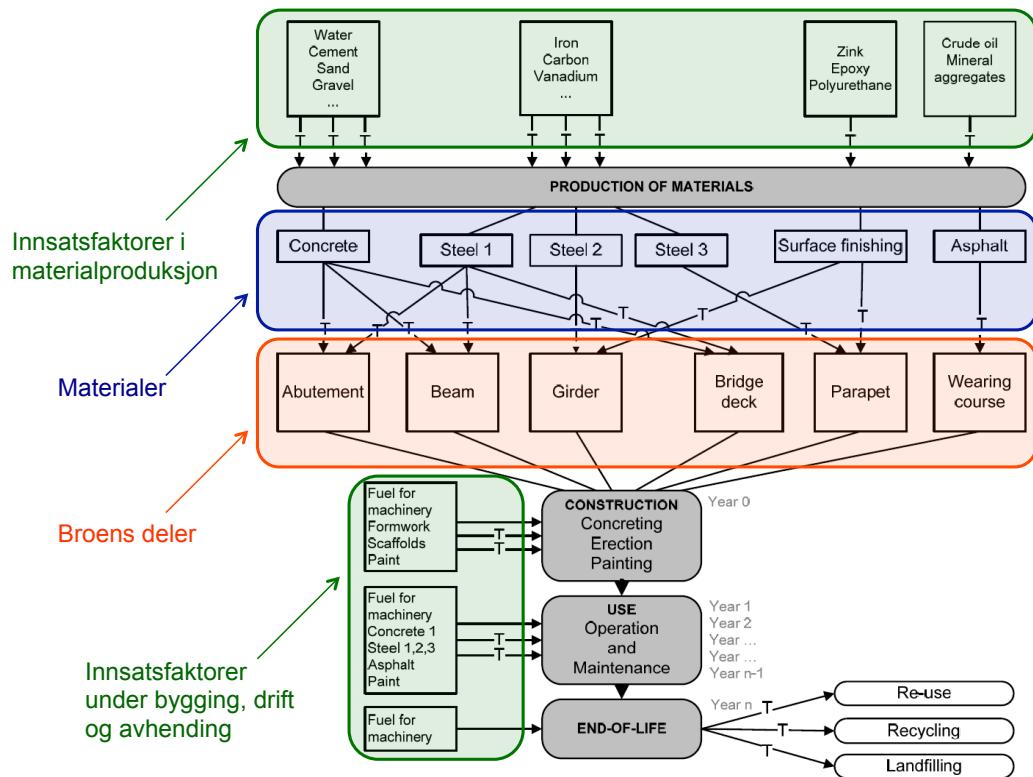


Figur 4: Inventaranalysen (LCI) i en LCA for broer bestemmer forbruk av ressurser og utslip

Figuren viser at alle hoveddelene av en bro kan analyseres over hele sitt livsløp for å kvantifisere:

- forbruket av ressurser
- utsipp av stoffer til vann, luft og jord

Dette utgjør inventaranalysen i en LCA.



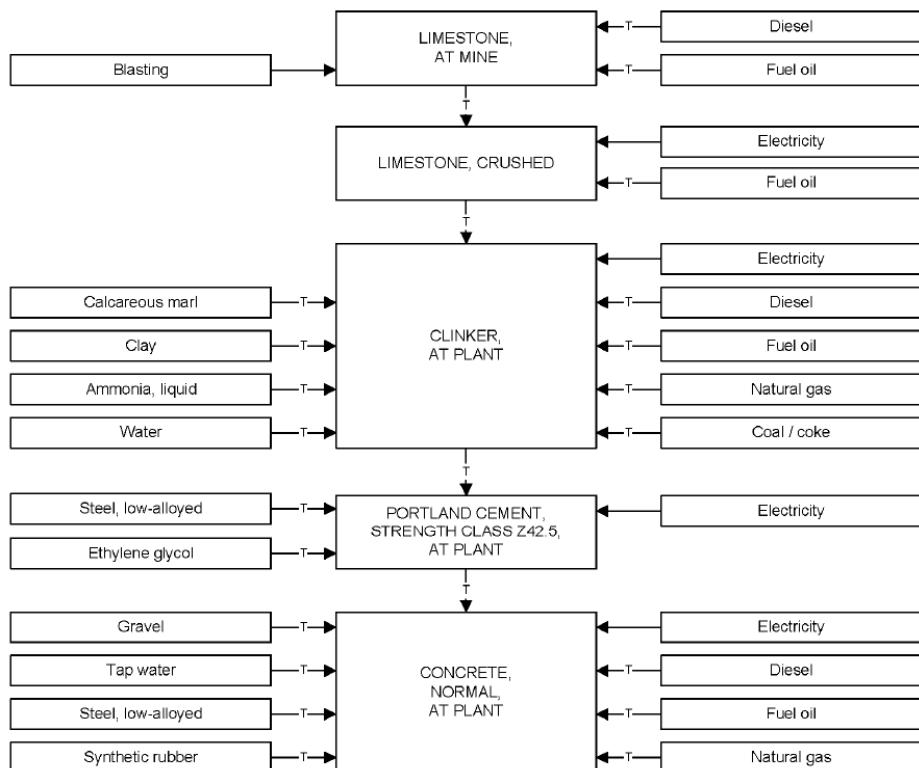
Figur 5: Innsatsfaktorer relatert til materialer og broens ulike deler og faser

I figur 6 vises det såkalte systemtreeet for produksjon av betong, med alle prosessene og innsatsfaktorene fra kalkstein frem til ferdig betong i en konstruksjon. Tilsvarende

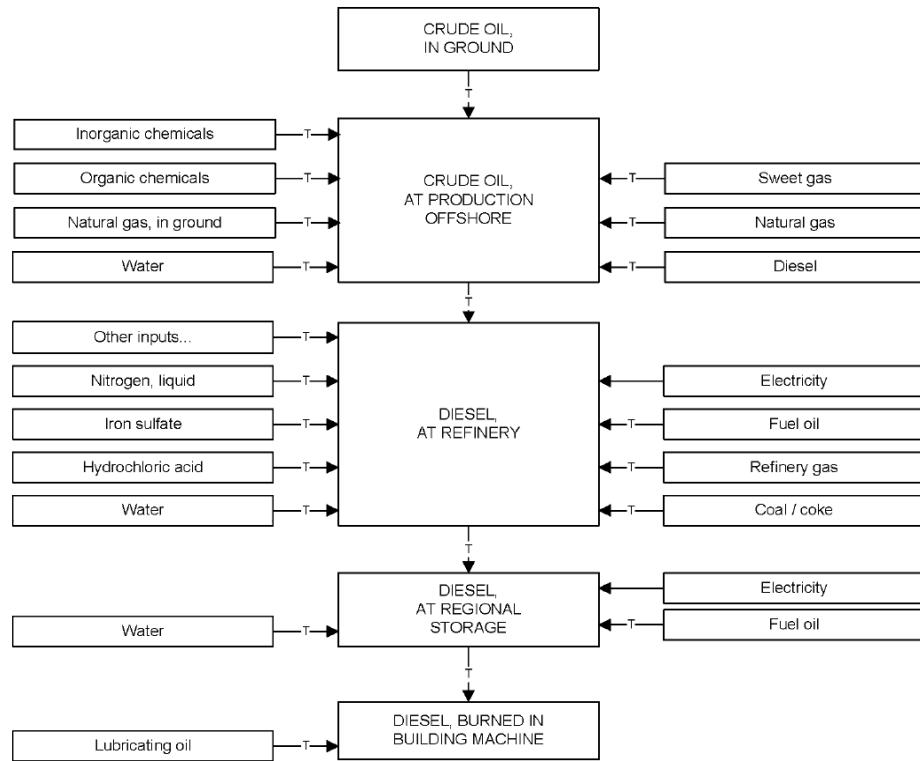
systemtre kan lages for stål, asfalt og andre materialer, og for alle energibærerne som forbrukes, slik som diesel, se figur 7.

Et såkalt systemtre for et materiale (her betong) viser:

- trinn i produksjonen fra råstoff til ferdig produkt
- innsatsfaktorer i alle disse trinn



Figur 6: Systemtre for produksjon av betong



Figur 7: Systemtre for produksjon av diesel

Figur 6 og 7 viser at det er et stort antall enkeltprosesser i systemtreeet for betong og diesel, og tilsvarende er det for alle andre materialer og ressurser som forbrukes. Heldigvis er det unødvendig å legge ned en masse arbeid i å grave frem alt tallmaterialet for hvor mye av de ulike innsatsfaktorene som forbrukes for produksjon av eksempelvis 1 tonn betong eller 1 liter diesel, siden slike opplysninger kan hentes ut fra kommersielle LCA-databaser. Selv har vi brukt data fra

Ecoinvent og SimaPro programmene for å finne slik tallverdier, og for å bruke dette videre til å beregne indikatorverdiene for de ulike typen miljøpåvirkning, se kapittel 4.3. BridgeLCA er derfor laget slik at vi kun behøver å laste inn tall for det direkte forbruket av materialer og energibærere, samt mengdene transportarbeid, se figur 8. Tallene skrives inn i matrisen i figuren, der hver rad representerer ulike ressursforbruk og hver kolonne representerer hver del av broen.

I dataprogrammet BridgeLCA laster man inn tall for forbruket av ulike ressurser (dvs. materialer og energi) for hver del av brosystemet. Dette brukes så for å beregne:

- miljøbelastning grunnet dette forbruket
- hvor i broen miljøpåvirkningen forårsakes

Figur 8: Innmatting av direkte ressursforbruk i BridgeLCA

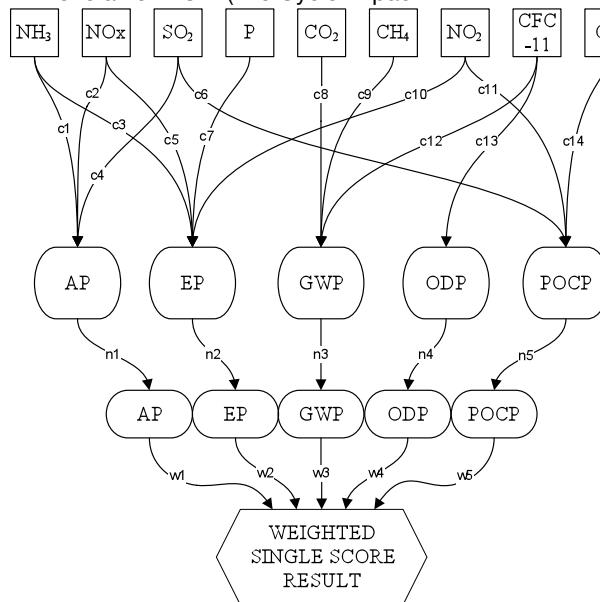
4.3 Miljøpåvirkning i BridgeLCA

Når alle tall for inventaranalysen er tatt med er neste skritt i LCA å beregne den mulige miljøpåvirkning.

Dette gjøres slik som det ble vist i notatet om LCA generelt, ved at man utfører de ulike trinnene av en LCIA (Life Cycle Impact

Assessment), se figur 9:

- Klassifisering
- Karakterisering
- Normalisering
- Vektning



Figur 9: Metodikk for beregning av miljøpåvirkning

Unit	Emissions name	Concrete	Steel, construction	Stainless steel	Reinforcing steel	Steel, lower grade	Glue laminated wood	Sawn timber construction	Sawn timber formwork	Aluminium	
		m3	ton	ton	ton	m3	m3	m2	ton		
Abiotic depletion	kg Sb eq	ADP	5.66E-01	1.53E+01	3.88E+01	8.08E+00	1.02E+01	1.40E+00	6.40E-01	9.60E-03	4.95E+01
Acidification	kg SO2 eq	AP	4.25E-01	7.36E+00	2.68E+01	3.53E+00	4.28E+00	1.02E+01	5.33E-01	8.00E-03	3.95E+01
Eutrophication	kg PO4--- eq	EP	6.71E-02	1.34E+00	3.11E+00	6.25E-01	8.23E-01	1.92E-01	1.26E-01	1.89E-03	3.47E+00
Global warming	kg CO2 eq	GWP	2.60E+02	1.79E+03	5.20E+03	9.53E+02	1.20E+03	1.80E+02	8.91E+01	1.34E+00	8.35E+03
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	ODP	8.58E-06	7.13E-05	2.21E-04	5.61E-05	5.62E-05	1.87E-05	1.00E-05	1.51E-07	5.09E-04
Photochemical ozone creation	kg C2H4	POCP	1.57E-02	8.95E-01	1.71E+00	4.17E-01	6.03E-01	8.21E-02	2.60E-02	3.90E-04	3.30E+00

	abiotic depletion	acidification	eutrophication	global warming	ozone layer depletion	photochemical ozone creation	Total emissions in Western Europe 1995
Normalization factor	1.48E+10	2.73E+10	1.25E+10	4.81E+12	8.33E+09	8.26E+09	
Inverse normalization factor	6.74E-11	3.66E-11	8.02E-11	2.08E-13	1.20E-08	1.21E-10	
Weighting factor	5	5	5	16	5	6	

ALTERNATIVE WEIGHTING FACTORS:						
EPA	5	5	5	16	5	6
Harvard	7	9	9	11	11	9
Bees default (equal weights)	9	9	9	9	8	8
EDIP	0	1.3	1.2	1.3	23	1.2
OWN						

Figur 10: Indikatorverdier pr enhet av enkeltmaterialer, samt verdier for normalisering og vektning.

Tabell 10 viser et oppsett der det er angitt indikatorverdier for de ulike kategoriene miljøpåvirkning (ADP, AP, EP, GWP, ODP og POCP) per enhet av forbrukte ressurser (enkeltmaterialer). Disse verdiene er altså resultatet etter at de to første trinnene, klassifisering og karakterisering er utført. Eksempelvis fremgår det at produksjon av 1

m³ betong gir utslipp av klimagasser tilsvarende en GWP-verdi lik 260 kg CO₂-ekv.

I den midterste tabellen er det angitt verdier for normalisering og vektning, og nederst er det vist alternative verdier for vektning, i henhold til ulike kilder fra litteraturen. BridgeLCA gir altså rom for ulike måter å vekte på.

4.4 Resultater og tolkning

Når vi beregner resultater fra miljøpåvirkning i BridgeLCA er vi først og fremst interessert i følgende problemstillinger:

- Om vi analyserer ulike designalternativ for broer, vil vi vite hvilken design som er best, samlet sett miljømessig
- Vi ønsker også å vite hvilken kategori miljøpåvirkning (ADP, AP, EP, GWP, OPD og POCP) som er av størst betydning
- Vi ønsker å vite hvilken del av brosystemet som har størst relativ betydning (komponent, material, fase i livsløpet)
- Vi trenger å vite om våre resultater er robuste, gitt at vi kan foreta ulik type

vektning, og at vi kan endre på enkelte forutsetninger mht inngangsdata

- Ut fra kjennskap til de ovenforstående momentene ønsker vi å finne ut hvordan og i hvilket omfang

5. ANALYSE AV TRE NORSKE BROER

Vi har foretatt en grundig analyse av tre norske vegbroer, basert på kjente faktiske mengder av ressursforbruk etter at de tre broene er bygget. tallene er lagt inn i BridgeLCA og det er foretatt LCA-beregninger etter fremgangsmåten som er omtalt ovenfor.

La oss først presentere noen fakta om de tre broene, se tabell 3, og om deres forbruk av ressurser, se tabell 4.

Tabell 3: Faktaopplysninger om tre eksempelbroer

Bridge type	Klenevågen	Fretheim	Hillersvika
	Steel box girder	Wooden arch	Concrete box girder
Span length	42.8 m	37.9 m	39.3 m
Construction length	44.2 m	45.4 m	51.9 m
Effective bridge width	7.5 m	6.1 m	10.6 m
Construction width	8.5 m	8.7 m	12.2 m
Headway	4.1 m	-	7 m
Traffic lanes	2	1	2
Pavement	0	1	1
Bridge deck area	321 m ²	229 m ²	417 m ²

I disse to tabellene ser du faktiske data for tre norske broer som er analysert med programmet BridgeLCA:

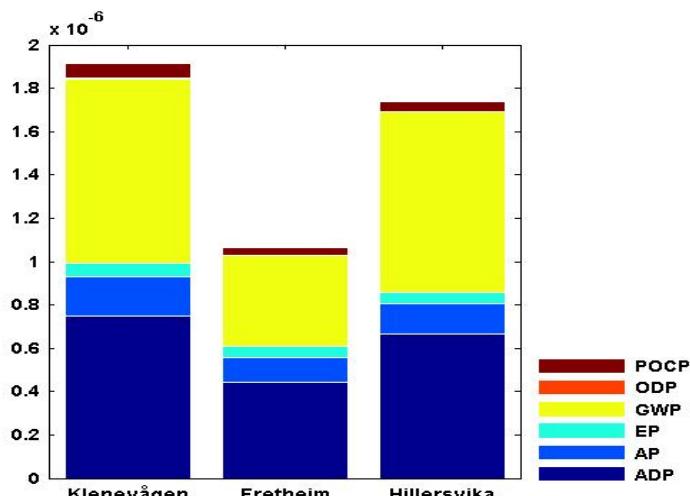
Tabell 4: Forbruk av ressurser for de tre eksempelbroene

	Unit	Klenevågen	Fretheim	Hillersvika
Concrete	m ³	225	67.5	413
Steel, construction	ton	67.2	21.9	0
Steel, reinforcement	ton	28	10	103.4
Steel, parapets	ton	7	7.5	6.17
Glue laminated wood	m ³	0	59.4	0
Sawn timber construction	m ³	0	56.4	0
Sawn timber formwork	m ²	130	45	400
Copper	kg	0	654	0
Asphalt	ton	38.5	27.5	50.0
Mastic	kg	128	0	167
Asphalt membrane	ton	8.3	6.0	10.8
Epoxy paint	kg	197	3.6	0
Polyurethane paint	kg	433	1 176	0
Zinc coating (per m ² surface)	m ²	1 232	0	0
Creosote impregnation (per m ³ wood)	m ³	0	58.2	0
Salt impregnation (per m ³ wood)	m ³	0	68.3	0
Explosives	kg	204	0	135
Diesel, burned in machinery	l	748	551	1 036
Car transportation	pkm	26 600	3 275	14 580
Truck transportation	tkm	13 250	19 535	13 993
Boat transportation	tkm	5 040	0	0
Incineration, impregnated wood	ton	0	63.2	0

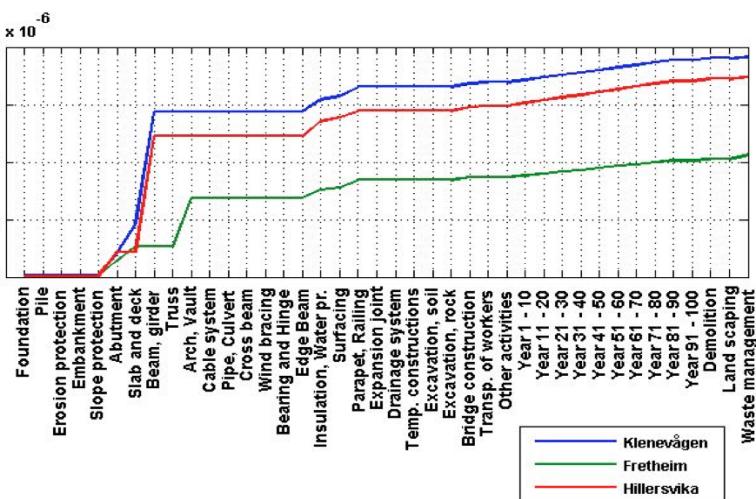
Som vi ser av tabell 3 og 4 er de tre broene ikke veldig ulike i lengde, men pga ulik bredde har de tilsvarende forskjellig totalt broareal. De har også ulikt forbruk av ressurser, både pga ulike størrelse og ulik brotype. Interessant er det eksempelvis å se at betongbroen (Hillersvika) har større forbruk av stål (grunnet armeringsstål) enn hva tilfellet er for stålbroen (Klenevågen), men så er jo også broen større i broareal. Vi ser også at de tre broene har ulikt

forbruk av transportarbeid i forbindelse med bygging av broen.

Figur 11 viser de samlede LCA-resultatene for de tre broene, etter normalisering og vektning, slik broene faktisk i dag står, og uten at det er tatt hensyn til at de er ulike i størrelse (bredde og dermed broareal). I figur 12 ser vi hvordan de samlede LCA-resultatene fordeler seg på ulike elementer og faser av broenes livsløp.



Figur 11: LCA resultater for broene (ikke justert for ulik brostørrelse)



Figur 12: Bidrag til miljøpåvirkning fra faser i broenes livsløp (ikke justert for ulik brostørrelse)

Det er tydelig at trebroen Fretheim har den laveste miljøbelastning og stålbroen Klenevågen litt høyere enn betongbroen Hillersvika. Disse nivåene er det derimot ikke verd å ta hensyn til ved en sammenligning fordi broene jo har ulik størrelse. Derimot er

det absolutt viktig å legge merke til at det er to kategorier miljøpåvirkning som dominerer; GWP (Global Warming Potential) og ADP (Abiotic Depletion Potential), fulgt av noe betydning av AP (Acidification Potential). I følge disse resultatene er det altså bare global

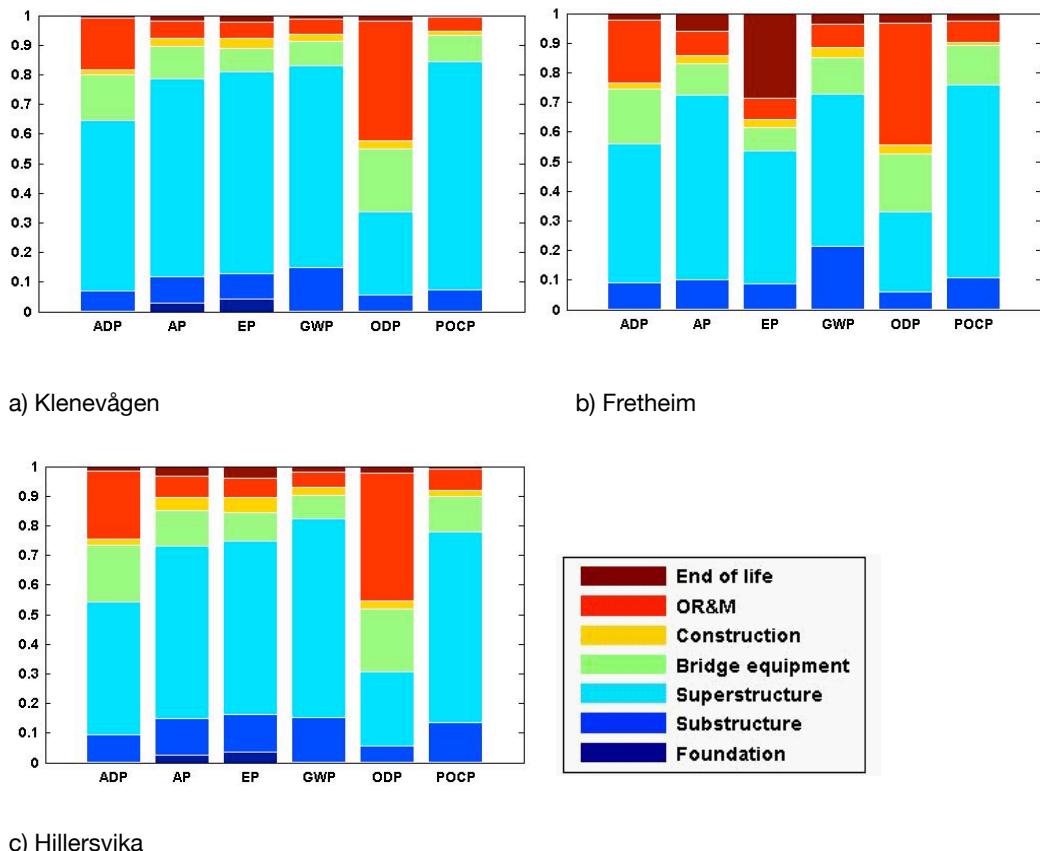
oppvarming, forbruk av ikke-fornybare ressurser og i noen grad forsuring, som har betydning hva gjelder miljøpåvirkning fra disse broene. Det er også interessant å legge merke til at det innbyrdes forholdet mellom disse typer miljøpåvirkning ikke forandrer seg mye fra brotype til brotype. Hvis disse resultatene viser seg å holde, selv etter LCA testing på et større antall broer, kan vi konkludere med at det vil være tilstrekkelig å utføre en mer forenklet LCA, der kun GWP, ADP og AP inngår som kategorier miljøpåvirkning. I så fall vil dette være arbeidsbesparende og forenkle analysen.

Fra figur 12 er det også tydelig at det er produksjonen av materialer for visse brodeler som bidrar mest til miljøpåvirkningen, samt driftfasen gjennom de 100 år broene er i bruk. Her er det verd å merke seg at andre broer, med større trafikkbelastning og mer omfattende stengning grunnet reparasjoner og vedlikehold ville kunne gitt vesentlig høyere miljøbelastning i driftfasen. Til hvilket nivå dette ville kunne gitt ekstra miljøpåvirkning spekulerer vi ikke mer på her. Det vi derimot kan slå fast er at denne type merbelastning,

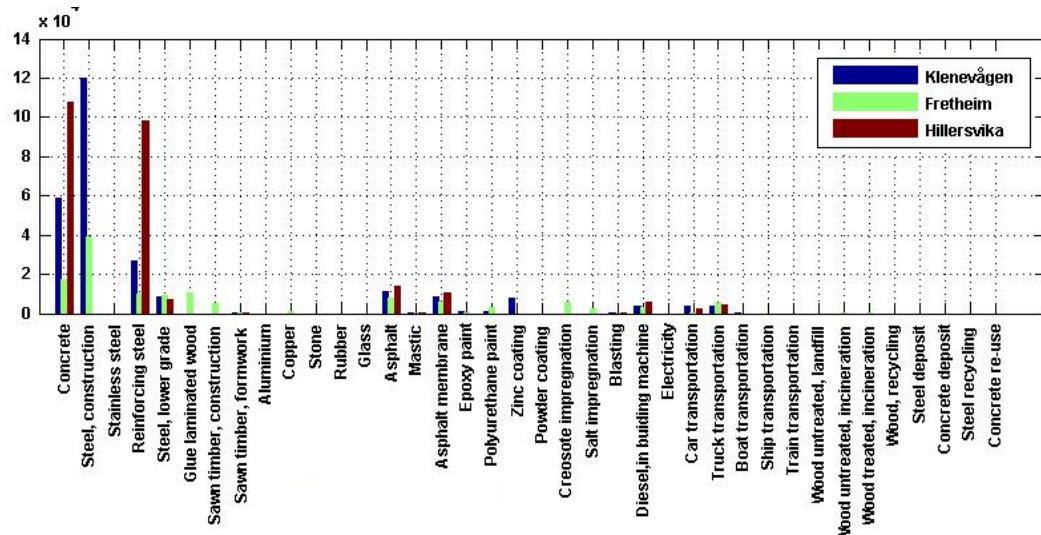
som ville skyldes ekstra generert trafikk, ville gi både miljøpåvirkning av de samme kategoriene som ovenfor, grunnet økt forbruk av fossilt drivstoff for kjøretøy.

Figur 13 viser de relative bidragene til hver type miljøpåvirkning fra de ulike delene av brosystemet. Når vi husker at det er GWP, ADP og i noen grad AP som spiller en vesentlig rolle samlet sett (jfr. figur 11), er det fra figur 13 tydelig at det ikke er så mange deler av brosystemet som faktisk bidrar mye til miljøpåvirkningen. I hovedtrekk finner vi bidragene først og fremst i Superstructure, dernest i noen grad i Substructure, Bridge Equipment og Operation, Repair and Maintenance. Det er altså i disse delene av brosystemet vi bør lete etter muligheter for forbedringer (annen design, optimalisert materialbruk) for å redusere miljøpåvirkningen fra en vegbro, uansett hvilken brotype vi snakker om.

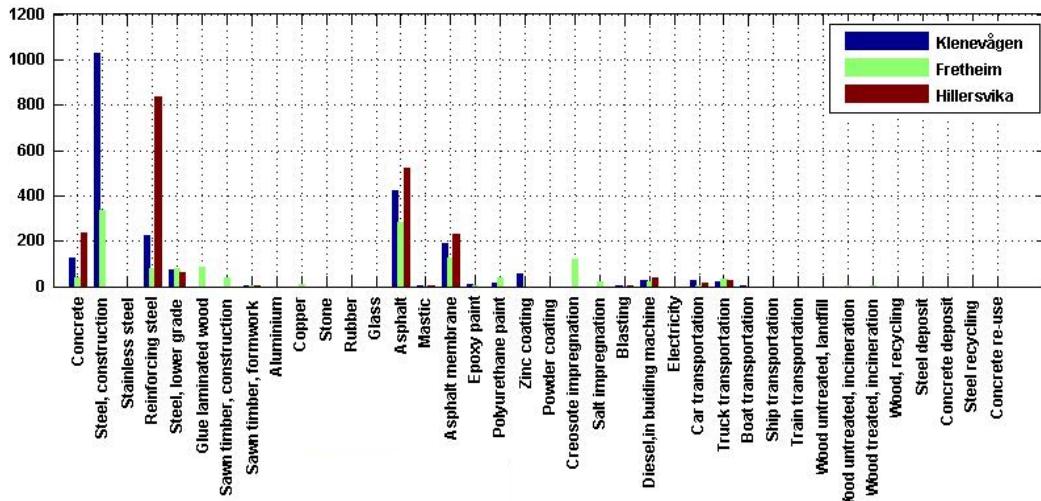
Figur 14, 15 og 16 viser de relative bidragene fra ulike enkeltmaterialer, henholdsvis for GWP, ADP og AP.



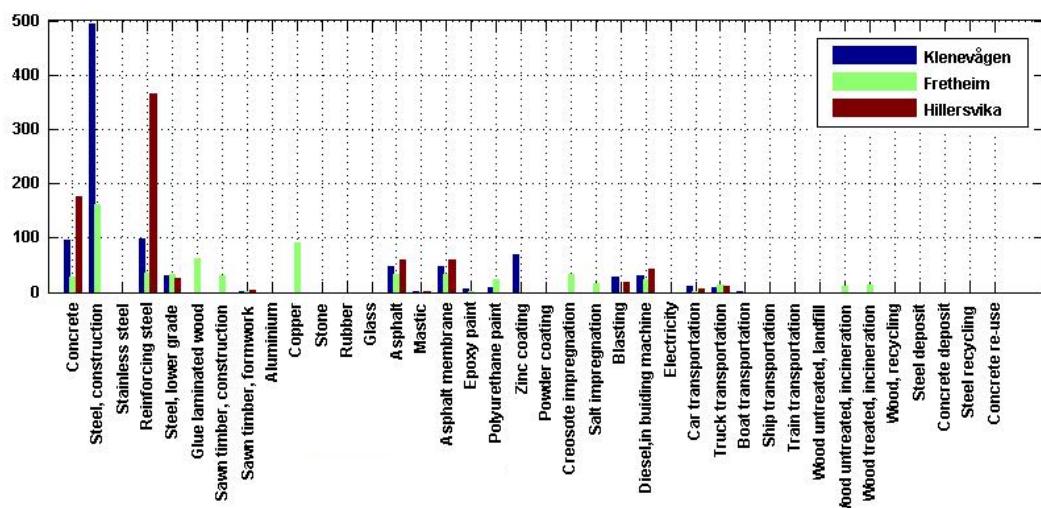
Figur 13: Relative bidrag til miljøpåvirkning fra ulike deler av brosystemet



Figur 14: Relative bidrag fra ulike materialer, her for kategorien GWP ((Global Warming Potential)



Figur 15: Relative bidrag fra ulike materialer, her for kategorien ADP (Abiotic Depletion Potential)

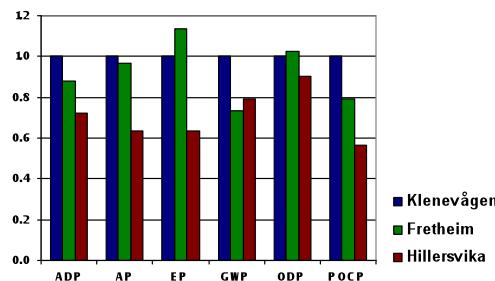


Figur 16: Relative bidrag fra ulike materialer, her for kategorien AP (Acidification Potential)

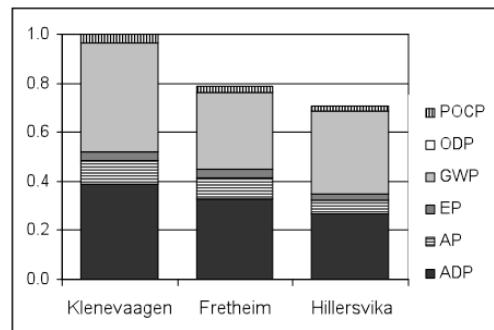
Vi ser av figurene 14 til 16 at det er et begrenset antall materialer som faktisk bidrar vesentlig til miljøpåvirkningen, uansett om vi ser på global oppvarming, forbruk av ikke-fornybare ressurser eller forsuring. De materialene vi snakker om er følgende:

- Konstruksjonsstål og armeringsstål
- Betong
- Asfalt
- Asfaltmembran
- Sinkbeskyttelse og overflatebelegg
- Energiforbruk til transport og maskiner

I en forenklet LCA, og i en miljøbevisst forbedring av brodesign, er det derfor disse materialene vi burde konsentrere oss om, mens vi kunne legge liten vekt på de andre. Hvis vi avslutningsvis ville sammenligne de tre norske eksempelbroene, til tross for at de ligger på ulike lokaliteter, har ulik størrelse og betjener ulik mengde og type trafikk, kunne vi gjøre dette ved å justere resultatene ovenfor mht effektiv broareal for hver bro. Dette har vi da også gjort, og resultatene er vist i figur 17 og 18.



Figur 17: Miljøpåvirkning for tre norske broer (justert for ulikt broareal, og mht hver kategori miljøpåvirkning)



Figur 18: De samme broenes totale miljøpåvirkning etter normalisering og vektning (justert for ulikt broareal, og relativt til Klenevågen)

Figur 18 viser at det er betongbroen Hillersvika som kommer best ut når vi justerer for ulikt broareal (dvs miljøbelasting pr m² broareal). Figur 17 viser at dette resultatet er robust og

gyldig for alle kategoriene miljøpåvirkning.

6. KONKLUSJONER

Vi har i dette notatet vist hvordan LCA kan utføres for miljøvurdering av vegbroer. Vi kan konkludere med følgende momenter:

- Livsløpstenkning får stadig større betydning, også i BAE-sektoren
- Det foregår for tiden arbeid for å ta LCA i bruk for vegprosjekter (EFFEKT) og for vegbroer (ETSI)
- Den norske beholdningen av vegbroer er i hovedsak utbygd, om vi ser på historiske utviklingstrekk, og den blir stadig eldre og eldre, med tilhørende økt behov for reparasjoner og vedlikehold
- Dette står i skarp kontrast til den økte trafikkbelastningen på norske veger.
- Miljøpåvirkning fra broer kan skje i alle faser av livsløpet, men LCA viser at problemstillingen likevel kan snevres inn
- LCA er forøvrig et godt verktøy til å dokumentere miljøpåvirkning fra broer, slik NTNU har dokumentert med dataprogrammet *BridgeLCA*
- Studier av tre norske eksempelbroer viser at det først og fremst er de bærende konstruksjonene i en bro som gir miljøpåvirkning
- Typen miljøpåvirkning er først og fremst global oppvarming (GWP) og forbruk av ikke-fornybare ressurser (ADP), så forsuring (AP)
- Bidraget til denne type miljøpåvirkning skyldes etter det som her er dokumentert forbruket av et begrenset antall ressurser: Konstruksjonsstål og armeringsstål, betong, asfalt, asfaltmembran, sinkbeskyttelse og overflatebelegg, samt energiforbruk til transport og maskiner.
- Når vi sammenligner de tre norske broene etter å ha justert for deres ulike bredde og broareal, er det betongbroen som kommer mest gunstig ut, dernest trebroen og med stålbroen som den dårligste. Disse resultatene kan likevel ikke sies å være allmenngyldige, før vi har testet et større antall broer og vurdert også andre typer miljøpåvirkning (som toksisitet)
- For en bro med stor trafikkmengde og beliggenhet slik at stengning grunnet vedlikehold og reparasjoner kan miljøpåvirkningen fra generert mertrafikk gi langt større miljøpåvirkning enn det vi her har dokumentert for de tre norske eksempelbroene.

LITTERATURLISTE

- Hammervold, J., Brattebø, H. & Müller, D. B. 2011a. Characteristics and ageing phenomena of the Norwegian bridge stock.
- Hammervold, J., Reenaas, M. & Brattebø, H. (2009). Environmental Effects - Life cycle Assessment of Bridges. In: Salokangas, L. (ed.) *Bridge Life Cycle Optimisation. ETSI Project (Stage 2)*. TKK-R-BE3 ed. Espoo: Helsinki University of Technology, TKK.
- Hammervold, J., Reenaas, M. & Brattebø, H. (2011b). Environmental Life Cycle Assessment of Bridges. ASCE's *Journal of Bridge Engineering*, (Article under review for publication).
- Miljøverndepartementet. 2009. Forskrift om konsekvensutredninger. FOR 2009-06-26 nr 855. Available: <http://www.lovdata.no/cgi-wift/lcles?doc=/sf/sf/sf-20090626-0855.html>.
- Monsrud, J. 2008. Innenlandske transportytelser. *Transport and communications. Statistics Norway*.

Dette notatet er forfattet av Helge Brattebø, professor ved Institutt for energi og prosessteknikk, og studieprogramleder for NTNUs internasjonale masterprogram i industriell økologi.

ISBN 00-0000-000-0

