

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

A4 - 22

VANNRESSURSFORVALTNING

14. februar 1977

Saksbehandler: Siv.ing. Haakon Thaulow

Instituttjef: Kjell Baalsrud

ISBN 82-577-0109-2

FORORD

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) opprettet i 1976 et forskningsfelt som ble kalt "Bruken av vannressursene". I forbindelse med en revidering av NIVA's vedtekter har dette kommet til uttrykk. § 3 inneholder nå bl.a. formuleringen:

"Det skal legges vekt på å klarlegge forhold som antas viktige for en hensiktsmessig utnyttelse av landets vannressurser.
Forskningsarbeid bør legges opp med langsiktige perspektiver med vekt på tverrfaglige problemstillinger."

Arbeidet innen forskningsfeltet "Bruken av vannressursene" har hittil (fra august 1976) mest bestått i kompetanseoppbygging ved litteraturstudier, samtaler med andre forskere og intern kollokvievirksomhet. Oppdragsvirksomheten har vært begrenset.

Fagfeltet er i utredningen omdøpt til "Vannressursforvaltning", forkortet VRF. Med ordet "forvaltning" forstås her ikke bare offentlige myndigheters virksomhet med konsesjoner, pålegg m.v., men forvaltning i vid forstand i betydningen drift, stell, skjøtsel av vannressursene. Avgrenses ordet til det offentliges virksomhet, kunne forskningsfeltet kalles "Grunnlaget for vannressursforvaltning".

VRF er valgt som den korte og mest dekkende oversettelse av det engelske uttrykket "Water Management". Et fullt ut dekkende norsk uttrykk for "Water Management" har vært vanskelig å finne. Andre norske uttrykk som har vært diskutert, er Vassdragsdrift, Bruk og vern av vannressurser, Vannbruk m.v.

Denne utredningen tar sikte på å presentere et foreløpig fundament for VRF. Utredningen forutsettes mer konkret å:

- danne fundament for angrepsmåter, valg av forskningsområder, oppsett av konkrete forskningsprosjekter og prioritering av disse,
- fungere som kommunikasjon for diskusjoner i og utenfor NIVA, med andre fagmiljøer, med forvaltning m.v., med sikte på eventuelt samarbeid om forskningsprosjekter og oppdragsvirksomhet,

- diskutere fagområdene og avgrense NIVA's plass i bildet,
- gi mulighet for å plassere NIVA's (eventuelt andre institusjoners/etaters) aktiviteter i et VRF-system.

Utredningen tar sikte på å gi en helhetlig fremstilling av begrepet VRF, for deretter å dele opp VRF i elementer og systematisk drøfte viktige problemstillinger innenfor disse. Utredningen behandler et meget vidt fagområde, og det er ikke mulig å gi en dekkende fremstilling. Det er lagt forskjellig vekt på de enkelte elementer, avhengig av hvor aktuelt dette er innenfor forskningsfeltet. F.eks. er elementet "GJENNOMFØRING OG DRIFT" (se punkt 5.6) av et teknisk tiltak meget kort omtalt, mens elementet "KRAV TIL VANNMENGDER OG KVALITET" (punkt 5.3) er viet relativt fyldig omtale. Begge elementer hører definisjonsmessig under begrepet VRF, mens innsats innenfor sistnevnte element er langt mer aktuell innenfor forskningsfeltet.

Hovedlinjene i utredningen er drøftet på NIVA og reflekterer instituttets syn. Enkelte diskusjoner og påstander trenger imidlertid nærmere avklaring, og mye av innholdet tar nettopp sikte på å danne grunnlag for diskusjoner for videre arbeid.

Brekke, 14. februar 1977



Haakon Thaulow

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
1. INNLEDNING	7
1.1 Definisjoner - mål	7
1.2 Faglige avgrensninger	7
2. TILPASNING TIL FORVALTNING OG NÆRINGS LIV	9
3. SYSTEMANALYSE	13
3.1 Generelt	13
3.2 Faglige beslutningsmodeller	15
3.3 Tidsmomentet	20
4. VANNBRUKSPLANER	23
5. DISKUSJON AV DE ENKELTE FAGLIGE ELEMENTER	29
5.1 Mål og prinsipper	29
5.2 Brukerinteresser	35
5.2.1 Generelt	35
5.2.2 Aktuelle brukerinteresser	36
5.2.3 Konflikter	37
5.2.4 Tidsaspekter	39
5.2.5 Avveining av brukerinteresser	41
5.2.6 Monetære enheter	43
5.2.7 Miljøindikatorer	46
5.2.8 Sammenlikningsmetodikk	48
5.3 Krav til vannmengder og -kvalitet	48
5.3.1 Definisjoner	48
5.3.2 Problemstillinger	51
5.3.3 Veiledende miljøbeskrivelser	53
5.3.4 Generelle krav til normer	54
5.4 Hva må gjøres?	57
5.4.1 Generelt	57
5.4.2 Inngrep	57
5.4.3 Tilstand	58
5.4.4 Inngrep - respons	61
5.4.5 Historisk metode	62
5.4.6 Modeller	66

	Side:
5.5 Valg av alternativ	68
5.5.1 Generelt	68
5.5.2 Oversikt over virkemidler	68
5.5.3 Oppsett av alternativer	71
5.5.4 Konsekvensanalyser	72
5.6 Gjennomføring og drift	75
5.7 Effektregistrering	75
6. PERSPEKTIVER PÅ FORSKNINGSBEHOVET	79
6.1 Generelt	79
6.2 NIVA's arbeidsfelt	80
7. REFERANSER	83
VEDLEGG I FORELØPIGE ANBEFALINGER OM VANNRESSURS- FORVALTNING FRA OECD, ENVIRONMENT COMMITTEE, WATER MANAGEMENT GROUP	89
VEDLEGG II VANNRESSURSFORVALTNING I FINLAND	97

- o -

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.

1	Vannressursforvaltning - fagdisipliner. Eksempler	8
2	Problemer i vannressursforvaltning	14
3	Forenklet fremstilling av en planleggings- og sammenlikningsprosedyre	13
4	Vannressursforvaltning. Beslutningsmodell - ideelt	16
5	Vannressursforvaltning. Beslutningsmodell - dagens situasjon	19
6	Skisse av USA's vei mot vannkvalitetsmålet i 1983	21
7	Vannressursforvaltning - tidsavhengighet. Tenkt eksempel	22
8	Generell brukermatrise - vannressurser	38
9	Brukermatrise - Iddefjorden	40
10	Markedsøkonomisk vurdering av vannkvalitet	44
11	Hierarki for karakterisering av vannkvalitet	49

Figur nr.:		Side:
12	Standard, normer, kriterier - teoretisk eksempel for begrepsavklaring	50
13	Fastsettelse av kvalitetsnormer - teoretisk skisse	56
14a	Forurensningsmengder i Nitelvas nedbørfelt 1975	59
14b	"-" " -"-" -"-" 1975. Figurkode	60
15	Historisk metode for å belyse sammenheng mellom påvirkning og respons	63
16	Vertikalfordeling av bly (Pb) og sink (Zn) i en sedimenteringskjerne fra Ranafjorden. Alderen er bestemt ved Pb-210 datering	65
17	Planlegging - effektregistrering	76
18	Sammenheng belastning - forurensningsvirkninger	78

I VEDLEGG:

19	Vannressursforvaltning i Finland	99
20	Distrikter for regionale vannbruksplaner	101
21	Vannbruksplaner - planprosedyre	103

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:

1	Vannressurser - bruk/myndighet/lov	11
2	Aktuelle plantyper i forbindelse med vannressursplanlegging	26
3	Handlingsfelter - ressurspolitikk - eksempler fra vannressursforvaltning	31
4	Forskyvning av brukerinteresser over tid	41
5	Vannressursforvaltning. Aktuelle virkemidler	69
6	Vannressursforvaltning. Tekniske tiltak	70
7	Systematikk for konsekvensanalyse	73

I VEDLEGG:

8	Aktualitet av klasser for ulike brukerinteresser	105
9	Kvalitetsnormer. Verdier for ulike klasser	106

1. INNLEDNING

1.1 Definisjon - mål

Med "Vannressursforvaltning" forstås det sett av redskaper og handlinger av politisk, rettslig, økonomisk og teknisk-naturvitenskapelig natur innenfor både offentlig og privat sektor, som brukes for vannressursenes utnyttelse og vern.

I utgangspunktet er det valgt en altomfattende definisjon av VRF. Det generelle mål for VRF kan uttrykkes som følger:

VRF har som oppgave å sørge for en hensiktsmessig og avbalansert behandling av vannressursenes kvalitet og kvantitet, under hensyntagen til så vel vannressursene som en del av naturen og landskapet, som til alle de viktige brukerinteressene tilknyttet vann.

Det er med utgangspunkt i valgte definisjon og generelt mål mulig å stille opp en generell forskningsmålsetting for VRF:

Forskning tilknyttet VRF har som målsetting å forbedre eksisterende og frem-skaffe nye kunnskaper og metoder slik at de avgjørelser som treffes, bygger på et stadig bedre rasjonelt så vel som teknisk-naturvitenskapelig grunnlag.

I denne målsettingen er innebygget en klar skillelinje mellom forskning og "de avgjørelser som treffes", først og fremst av offentlige forvaltningsorganer på stats-, fylkes- og kommune-nivå. Forskningen skal, sagt på en annen måte, bidra til å reducere vilkårligheten - eller gi muligheten for å høyne graden av kvalifisert skjønn i avgjørelsene.

1.2 Faglige avgrensninger

Forskningen vil etter definisjonen ovenfor omfatte flere fagdisipliner. De tre sentrale disipliner er samfunnskunnskap, naturvitenskap og teknologi. Hvordan disse griper inn i hverandre, er illustrert i fig. 1.

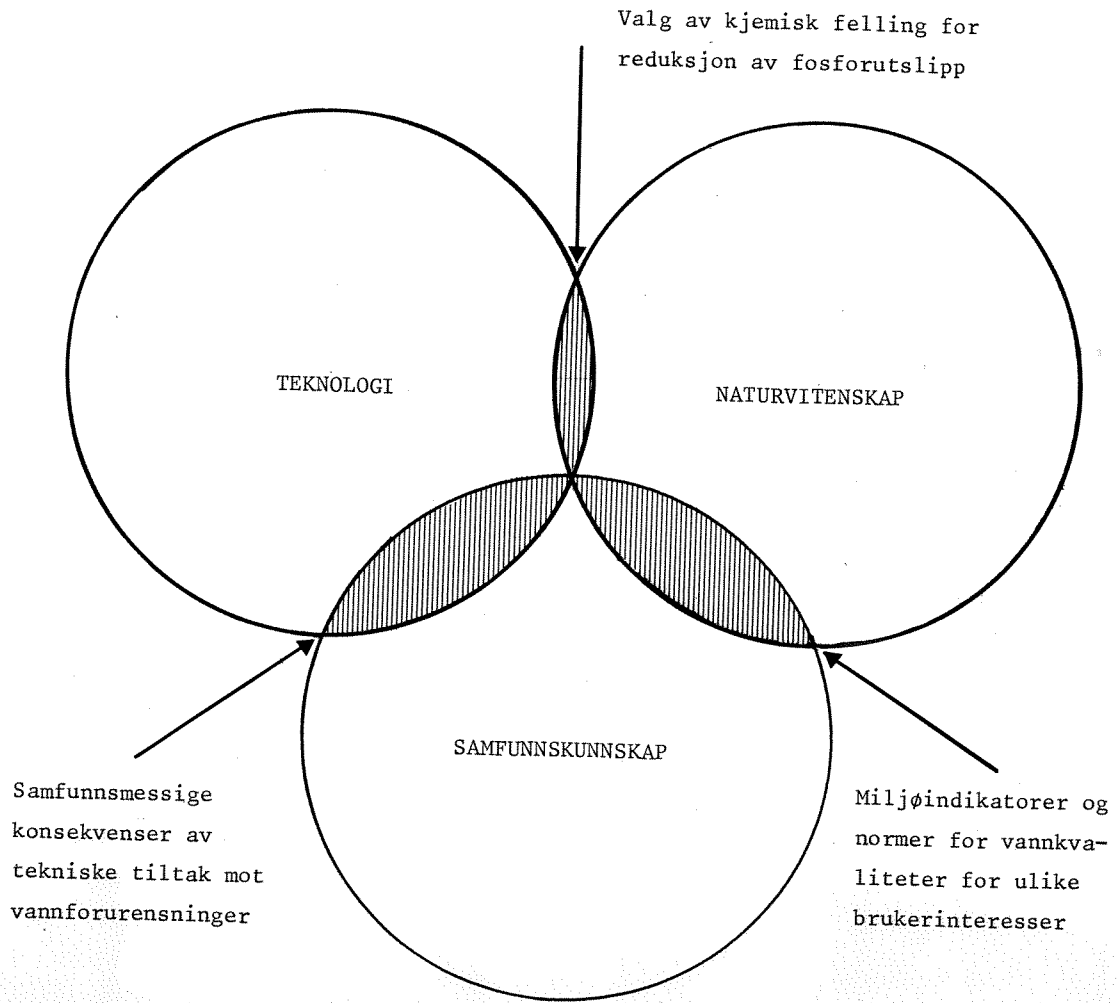


Fig. 1. Vannressursforvaltning - fagdisipliner.
Eksempler valgt fra forurensningssektoren.

På hvert overlappings-segment er det satt opp eksempler på faglige problemer hvor fagdisiplinene griper inn i hverandre. Vannforurensningsproblemer er valgt som eksempel.

NIVA's forskningsaktivitet har tradisjonelt holdt seg strengt innenfor sirkelene TEKNOLOGI og NATURVITENSKAP. Med opprettelse av forskningsfeltet VRF ønsker NIVA imidlertid å bygge sterkere broer over mot samfunnsfagene, dvs. arbeide mer innenfor segmentene hvor SAMFUNNSKUNNSKAP overlapper TEKNOLOGI og NATURVITENSKAP. Det ligger imidlertid en begrensning deri at NIVA ikke skal drive ren samfunnsvitenskapelig forskning.

2. TILPASNING TIL FORVALTNING OG NÆRINGSLIV

Forskningen skal i VRF først og fremst lage et verktøy mens andre skal bruke dette verktøyet. Brukeren i denne sammenheng vil først og fremst være offentlig forvaltning og i siste instans politikerne. Det er av avgjørende betydning at forskningen lager verktøy som forvaltningen kan og vil bruke. Det må derfor være et avgjørende krav at de metoder, vurderinger og argumenter forskningen fremskaffer, har et innhold og en form (språk) som gjør at de som skal ta avgjørelser, forstår hva forskningen ønsker å si. Hvis det eksempelvis legges fram ulike alternativer til en løsning av et problem, må alternativene fremstilles og grupperes slik at beslutningstakere og berørte parter kan foreta valg på et enhetlig og mest mulig rasjonelt grunnlag. Det påligger bl.a. forskningen her et stort ansvar, samtidig som denne brobyggingen mot beslutningssystemene er den beste garanti for at resultater fra anvendt forskning skal få effekt ute i praksis.

Samfunnet har gjennom forvaltningssystemet laget seg et styringssystem ("kommandosystem") som i vannressursforvaltning fremstår som konsesjoner, (kraftutbyggingskonsesjoner, utslippstillatelser, restriksjoner i nedbørfelt for drikkevannsforsyning) forskrifter, retningslinjer m.v. Viktig er også de forskjellige typer planer som i stadig større grad danner grunnlaget for forvaltningens konkrete enkeltvedtak. Forskningsresultater må stadig ha som siktemål å få innpass i disse systemene.

Forskningen må her bygge inn de faglige aspekter, hensynet til vannet som naturressurs, til økosystemene i vann, og til de begrensninger naturen setter.

Det er viktig å ha for øye den nære sammenheng mellom oppgaver som skal løses (funksjoner), og det apparat (organisasjon) vi lager oss for å hankses med problemene.

Normalt opprettes en organisasjon for å løse et problem. Når først organisasjonsmønsteret har etablert seg, har det imidlertid tendens til å bli hengende etter den faglige utvikling. Når så problemer oppstår p.g.a. dette, er det prinsipielt mulig å gå to veier:

- Vi kan ta organisasjonsstrukturen for gitt og innenfor denne prøve å forbedre det faglige verktøy.
- Vi kan ta utgangspunkt i en ren faglig analyse (funksjonsanalyse) og avpasse organisasjonene etter dette.

Den siste angrepsmåten er ideelt sett den riktige idet enhver organisasjon egentlig bare er et middel til å løse faglige problemer. I virkeligheten må imidlertid de to angrepsmåter kombineres. Man er nødt til i en funksjonsanalyse å skjuele til organisasjonen fordi vel etablerte forvaltningsorganer har en stor treghet og er meget tungt foranderlige. På den annen side skal en ikke kritikkløst godta et organisasjonsmønster. Et viktig resultat i en faglig analyse må være å kunne innvirke på organisasjonsstrukturen når denne er til hinder for en god arbeidsmåte.

Offentlig forvaltning av vannressurser i Norge er et eksempel på et område hvor det faglige innhold i VRF til dels er sterkt preget av organisasjonsstrukturen.

Den nåværende struktur er sterkt historisk preget. Etter som de ulike brukerinteresser fikk tyngde, ble det etablert forvaltningsorganer ut fra de enkelte brukerinteresser (energiproduksjon, vannforsyning, verneinteresser etc.).

Disse sorterer under forskjellige departementer:

Industridepartementet (kraftforsyning, flomdempning),

Miljøverndepartementet (forurensning, naturvern), Sosialdepartementet (vannforsyning). Denne deling i toppen forplanter seg nedover på fylkes - og kommunalt nivå. Det er en rekke eksempler fra norsk vannressurs-forvaltning på at forskjeller i forvaltningssystemene for forskjellige brukerinteresser tilknyttet vann har komplisert en balansert avveining av brukerinteressene.

For å illustrere forvaltningsmessige sider av problemkomplekset er i stikkordsform satt opp brukerinteresser og tilhørende lov og forvaltningsenhet (1).

Tabell 1. Vannressurser - bruk/myndighet/lov. (1)

<i>Bruk/utnyttelse</i>	<i>Myndighet</i>	<i>Lov</i>
Vern	MD	Naturvernloven
Vannkraft, flomreg. forebygging, fløting, ferdsel, alm. interesser, vannforsyning —	ID/NVE Fylkesm.	Vassdragsloven
Vannkraft (regulering/utbygging)	ID/NVE	Vassdragsreg.loven
Sjøtransport » resipient	SD/HD (Sjøfartsdir.) FD	Samf.l./Sjøfarts.l. Havneloven
Fiskeint.	MD Dir. for viltst. og ferskvannsf.	Lov om laksefiske og innlandsfiske
Fiskeint.	FD	Lov om saltvannsfiskeriene
Friluftsliv	MD	Friluftsløven
Landskapsvern Tilgjengelighet	Fylkesm.	Strandloven
Resipient (betydn. for utn. av grunn til boliger, industri, landbruk m.v.)	MD SFT Fylkesm. LD	Vannvernloven Oljevernloven Lov om plantevernmidler
Drikkevann resipient	Sos.dep.	Sunnhetsloven
All utnyttelse av naturressurser	MD Fylkesm.	Bygningslovens regler om: Generalplanlegging Region » Fylkes »
All utnyttelse av naturressursene (under utarbeidelse)		Samlet planlov General/region Fylkesplanlegging Landsplanlegging

ID: Industridep., SD: Samf.dep., FD: Fiskeridep., LD: Landbruksdep., HD: Handelsdep., MD: Miljøverndep., NVE: Vassdrags- og elektrisitetsvesenet.

NIVA må som forskningsinstitutt angripe problemene fra en faglig synsvinkel. Imidlertid vil arbeidet medVRF stadig støte borti spørsmål som berører forvaltningen. Det kan f.eks. i arbeidet med faglige problemer avdekkes organisasjonsmessige svakheter. I slike sammenheng plikter NIVA ut fra en faglig vurdering å påpeke mangler overfor myndighetene.

For andre forskningsmiljøer kan imidlertid den organisasjonsmessige side i seg selv være interessant. I en tverrfaglig studie hvor også samfunnsvitenskapen engasjeres, hører disse problemene naturlig med.

3. SYSTEMANALYSE

3.1 Generelt

I fig. 2 på neste side er vist en skisse som illustrerer konflikter, fordeler og ulemper ved utnyttelse og vern av vannressurser. Skissen illustrerer også den organisatoriske side av problemet. Det henvises til skissen for et nærmere studium.

For på et faglig grunnlag å angripe en slik "kaos-situasjon" er behovet for systematisering i angrepsmåten iøynefallende. På dette nivå i analysen står vannressursene ikke i noen særstilling, og vi kan ta utgangspunkt i en helt generell angrepsmåte i planfasen, som vist på fig. 3 nedenfor.

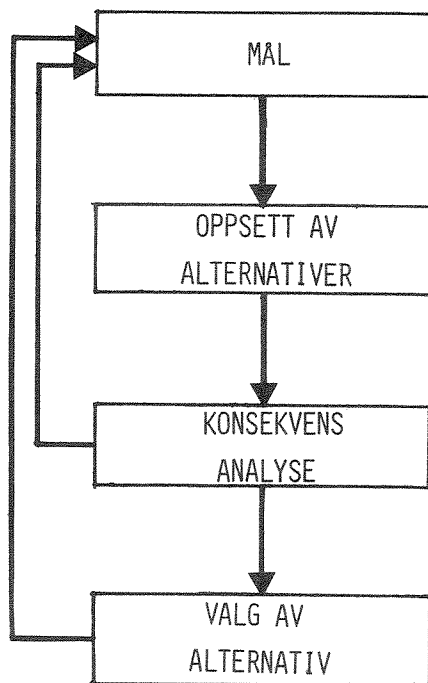


Fig. 3. Forenklet fremstilling av en planleggings- og sammenlikningsprosedyre.

Målformulering, oppsett av alternativer og konsekvensanalyser kan tenkes som en gjentatt (iterativ) prosess med stadig forbedret klargjøring av mål, alternativer og konsekvenser. Tilbakekoblingslinjene til venstre illustrerer at konsekvenser og valg av alternativ må holdes opp mot målene. (2).

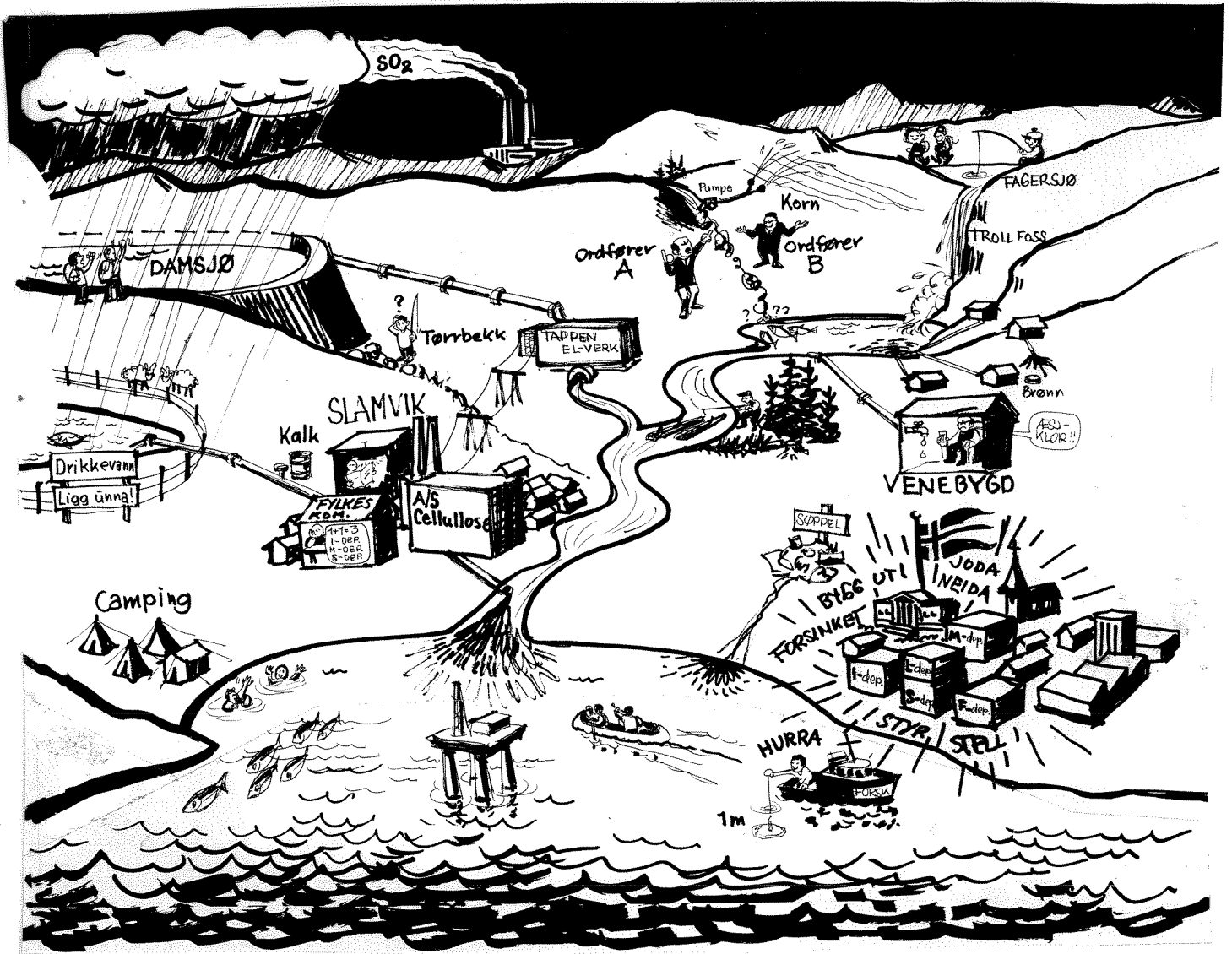


Fig. 1. Problemer i vannressursforvaltning

Angrepsmåten kan kalles normativ. Her sammenlikner man alternativer og konsekvenser direkte med målsettingen. Man søker å sette opp visse mål for fremtiden og undersøker hvordan disse kan oppnås. Motsetningen er en eksplorativmåte hvor man ut fra dagens og gårdsdagens situasjon prøver å forutsi fremtidige behov og planlegge etter dette (trendfremskrivning) (2).

De to nevnte angrepsmetoder kan illustreres ved spørsmålet om dagens vekst i industri, befolkning, energiproduksjon skal bestemme utnyttelsen av vannressursene, eller om vannressursene i seg selv, deres tilstand, økologi m.v. i sterk grad skal telle med.

3.2 Faglige beslutningsmodeller

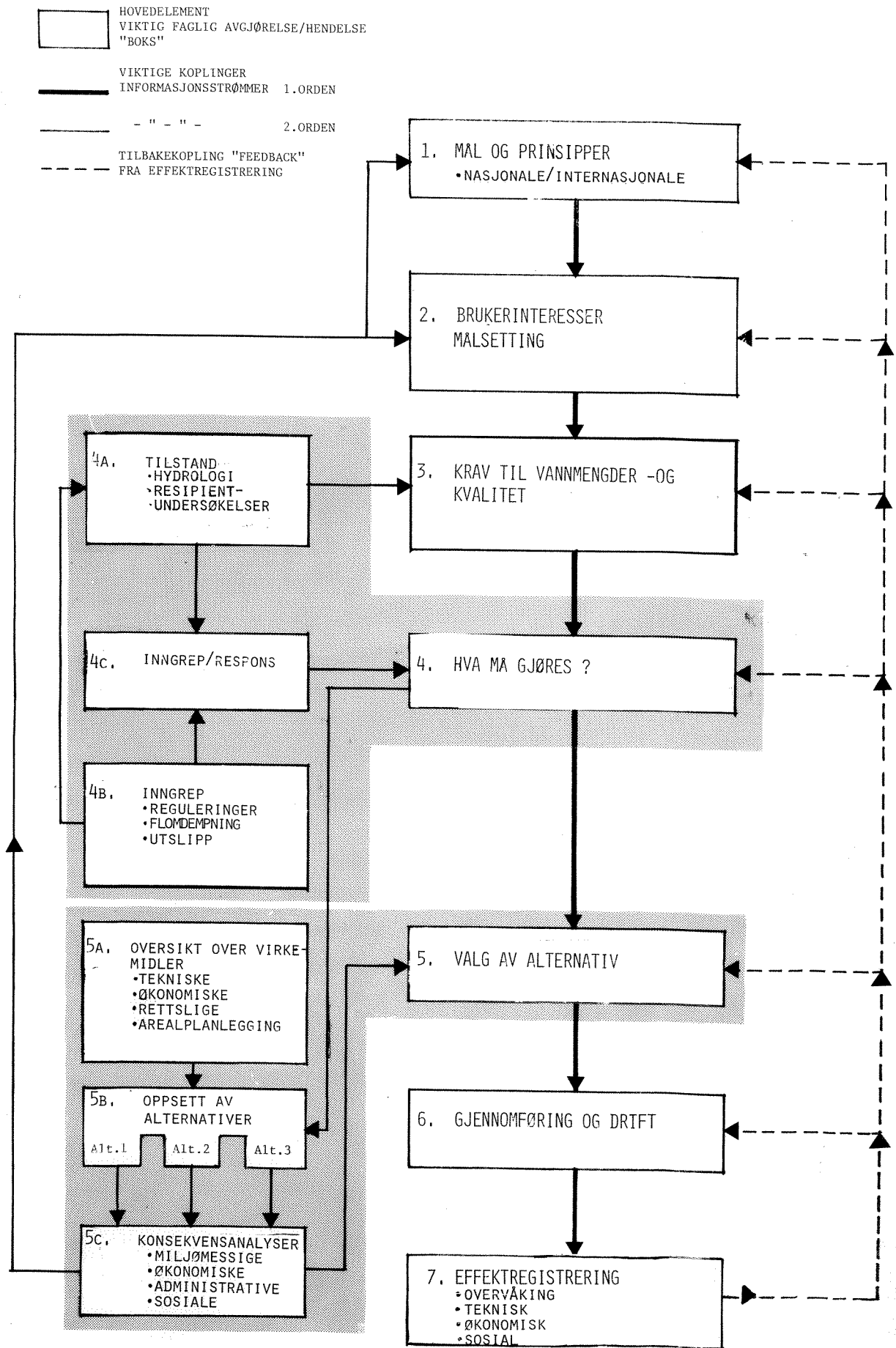
Hvis vi tilpasser en slik normativ angrepsmåte til bruk og vern av vannressursene, detaljerer denne noe, og tar med gjennomføringsfasen i tillegg til planleggingsfasen, kan en faglig angrepsmåte fremstilles som på fig. 4.

Hver firkant eller boks kan sies å representere et viktig problemområde og hver linje mellom boksene særlig viktige informasjonsstrømmer eller "koplinger". Det startes med de mest grovmaskede forutsetninger (Mål og Prinsipper) og ender opp i konkrete spørsmål som f.eks. bygging og drift av tekniske anlegg. Rekkefølgen av elementene kan også betraktes som en beslutningsrekke hvor hver faglig avgjørelse er mer detaljert og konkret presisert enn den forrige. Boksene tilhøyre (1-7) er faglige avgjørelser som i praksis vil treffes av et forvaltningsorgan. Boksene til venstre (4a-c) og (5a-c) kan betraktes som faglige støttefunksjoner hvor bl.a. forskningens utforming av verktøy skjer. Det er angitt en felles ytre ramme omkring henholdsvis boksene 4a-c og 4, og 5a-c og 5 for å markere den nære sammenhengen mellom boksene innenfor hver ramme.

Disse faglige avgjørelser vil i praksis måtte skje på en rekke forskjellige nivåer og i forskjellige organer. De øverste avgjørelser i systemet treffes på nasjonalt/internasjonalt nivå - de nederste innenfor en kommunes tekniske etat eller i en industribedrift. Skjemaet kan forklares som følger:

Fig. 5

VANNRESSURSFORVALTNING
 BESLUTNINGSMODELL - IDEELT



"Med utgangspunkt i nasjonale og internasjonale mål og prinsipper må det i det aktuelle området som betraktes (nedbørfelt), gjennom en politisk prosess tas utgangspunkt i en målsetting for vannressursene som en avveining av brukerinteresser som skal tilgodeses nå og i fremtiden. Disse danner sammen med en beskrivelse av tilstanden i vannressursene grunnlag for å sette opp visse veiledende krav om vannets kvantitet og kvalitet. Kunnskaper om hvordan vannressursene reagerer, avhengig av de inngrep som gjøres, vil med utgangspunkt i kravene til kvalitet og kvantitet gi beskjed om hva som må gjøres (fysiske inngrep, utslippsendringer m.v.).

Vi må nå finne den beste måten å gjøre dette på. Tiltakene fastsettes ut fra en vurdering av et antall alternativer med utgangspunkt i et vidt spekter av mulige tiltak hvor så vel administrative, økonomiske som tekniske tiltak bør vurderes. Alternativene underkastes så en konsekvensanalyse hvor så vel tekniske, økonomiske som sosiale konsekvenser så vidt mulig bør presenteres. Alle alternativer forutsettes på forskjellig måte å tilfredsstille målsettingen. Deretter veies de forskjellige alternativer mot hverandre.

Det alternativ som fra en helhetsvurdering ansees mest gunstig, bør så velges, hvis konsekvensene for å oppnå målene er akseptable.

Ved gjennomføring og drift av tiltakene er det nødvendig at effektene på miljø, økonomi m.v. registreres og presenteres i en slik form at de kommer til nytte ved planlegging av ytterligere tiltak i vannressursene og tiltak andre steder".

Et viktig element i modellen er testing av mål og konsekvenser av tiltak i en gjentagende (iterativ) prosess hvor målsetting og konsekvenser til slutt harmonerer.

Det er viktig å huske på at politikere og avgjørende myndigheter når alternativer med konsekvenser presenteres, kan finne at konsekvensene blir for omfattende, og det kan da være aktuelt å forandre de valgte målsettinger. Ofte vil en slik målforandring gå på gjennomføringstiden, men forandringer i krav til kvalitet og kvantitet er også aktuelle. I utgangspunktet vil ofte planleggere få beskjed om at alle brukerinteresser bør tilfredsstilles 100%. Det vil imidlertid ofte ikke være teknisk/økonomisk mulig, og ambisjonene må ofte dempes noe.

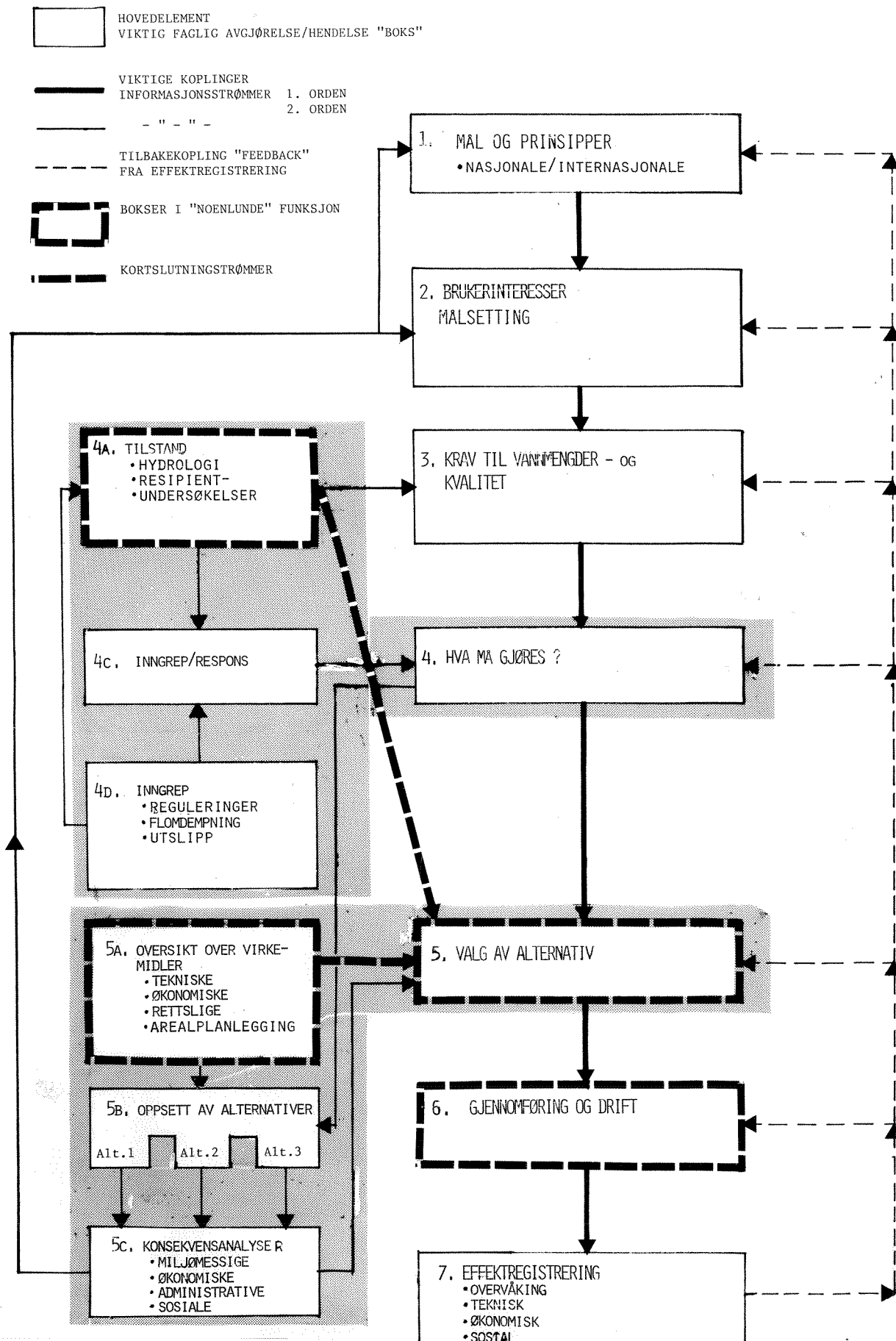
Modellen viser hvordan de faglige avgjørelser ideelt sett bør fattes, og hvordan de faglige elementer bør fordeles mellom forvaltning og rådgivere (bl.a. forskning). Virkeligheten er imidlertid en annen. Avgrensinger mellom forvaltning og rådgiverfunksjonen er diffus. Det er en tendens til at rådgivere (forskning) har måttet foreta valg for hvilke ansvaret klart ligger i forvaltningssystemene. Den mest iøynefallende forskjell består imidlertid i at viktige trinn i avgjørelsesrekken blir svært vilkårlig behandlet, og i noen tilfeller ikke behandlet i det hele tatt. Sistnevnte situasjon medfører kortslutningsstrømmer mellom boksene.

I fig. 5, Vannressursforvaltning. Beslutningsmodell - dagens situasjon, er dette illustrert. De bokser som noenlunde er i funksjon, er merket med tykk, brutt strek. Kortslutningsstrømmer mellom disse boksene er også vist med tykk, brutt strek. En sammenlikning mellom fig. 4 og 5 (ideelt system - dagens situasjon) skulle da vise de svake ledd i avgjørelsesrekken, og hvor innsats av bl.a. forskning bør vurderes spesielt.

Det må sterkt understrekes at fig. 5 er spekulativ i sin natur og kan fremstå noe forskjellig, avhengig av hvilke(n) brukerinteresse(r) som betraktes. Videre skal det også bemerkes at en boks med tykk, brutt strek ikke betyr at vi står sterkt. Fig. 5 antyder kun relative forhold mellom boksene.

Årsakene til forskjellene mellom det ideelle og dagens situasjon er mange. Når vi arbeider med det å utvikle faglige verktøy mot den ideelle modellen, er det viktig å ha en pragmatisk holdning til hva som er mulig å oppnå. Vi må hele tiden ha totalsystemets begrensninger for øyet. Som eksempel kan vi f.eks. ta en vannforurensningsbetraktning som utgangspunkt. Den ideelle modell ville medføre at hver resipients særlige egenskaper gir seg uttrykk i en glidende skala av tiltak. Tilpassingen til lokale forhold ville være fullstendig. Enhver utslipper ville treffe akkurat de nødvendige tiltak, men heller ikke mer, for å oppfylle normer for vannkvalitet, som igjen forutsettes å avspeile de brukerinteresser som skal tilgodesees.

Fig. 6
VANNRESSURSFORVALTNING
BESLUTNINGSMODELL - DAGENS SITUASJON



Det må faktisk allerede i utgangspunktet gjøres kraftige avvik fra idealmodellen. Stikkordsmessig kan følgende begrensninger påpekes:

- Usikkerhet i faglig grunnlag nødvendiggjør store sikkerhetsmarginer.
- Teknologiske alternativer gir sprangvise utslippsreduksjoner. Hva som er praktisk/teknisk mulig, styrer aktuelle tiltak i stor grad.
- Administrative forhold. Et finmasket system vil kreve et stort forvaltningsapparat og være umulig å administrere.
- Konkurransforhold i industrien - likhetsprinsipper mellom utslipperne.
- Personellbegrensninger. For lite kvalifisert personell gjør at forenklinger er nødvendige.
- Store kostnader for å oppnå de nødvendige kunnskaper om de optimale løsninger (hvis det i det hele tatt er mulig).

3.3 Tidsmomentet

Det tidsdynamiske aspekt er meget viktig i alle faser av VRF og på alle nivåer i planlegging og gjennomføring. Fig. 4 og 5 er i første rekke en statisk modell, selv om avgjørelsene 1-7 bør skje i kronologisk orden.

På det nasjonale nivå må det i første omgang gjøres avveininger mellom tiltak for å tilfredsstille behov på kort sikt og mer langsiktige vurderinger. Det er et generelt ønske om å bevare en langsiktig valgfrihet i disponeringen av vannressursene. Denne kan bli innskrenket ved løsninger av irreversibel karakter på kortsiktige problemstillinger.

Generelt må tiltak i et nedbørfelt koordineres i tid. Her bør en følge visse grunnregler når det gjelder rekkefølgen av tiltakene. Det er spesiell grunn til å forsere tiltak hvis:

- Bruken kan medføre direkte helseskader (forurensninger)
- Varige irreversible skader i miljøet kan oppstå
- Målsettingen er å bevare vannressurser i naturlig tilstand (naturpark, verneområde)
- Viktige drikkevanns- eller rekreasjonsinteresser er skadelidende.

Som eksempel på hvordan viktige elementer i VRF er gjensidig tidsavhengige, vises en skisse av USA's nasjonale program mot vannforurensninger i h.h.t. "Federal Water Pollution Control Law" av 1972 (3).

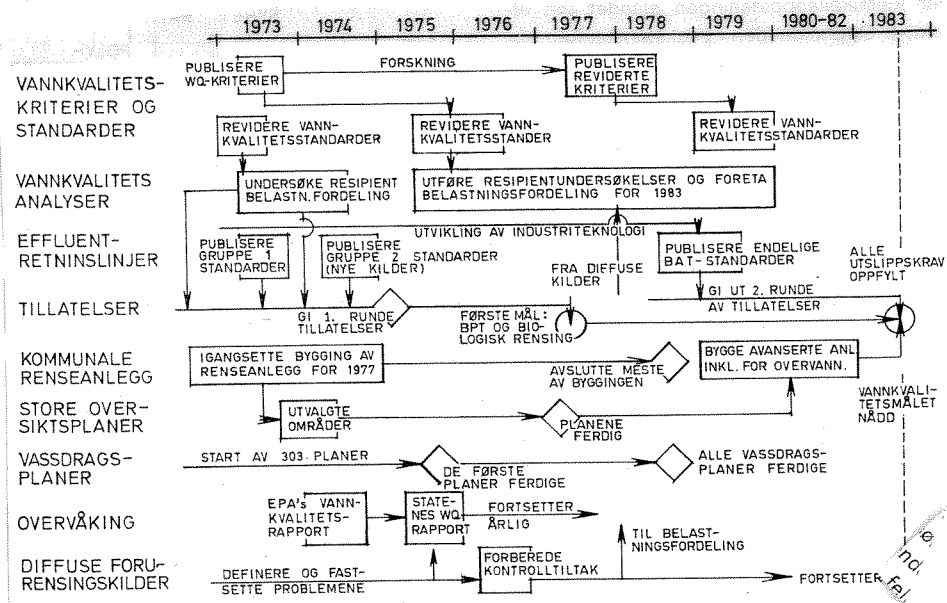


Fig. 6. Skisse av USA's vei mot vannkvalitetsmålet i 1983 (3).

Bemerk hvordan de forskjellige elementer griper inn i hverandre på ulike tidspunkter. Angrepsmåten illustrerer også en normativ angrepsmåte, idet vannkvalitetsmålene skaper hele prosessen.

Skisser av denne typen er mer vanlige jo lenger ned i systemet en befinner seg. Eksempelvis er fremdriftsplaner etter dette prinsippet rutiner i forbindelse med bygging av rensesanlegg eller ved kraftutbygging (nettverksplaner). De er imidlertid langt mindre vanlige for gjennomføring av fysisk uavhengige prosjekter eller for en forvaltnings-/institusjonsoppgave.

I fig. 7 er som eksempel vist hvordan en del viktige elementer kan tenkes satt opp, sett fra en nasjonal synsvinkel. En slik skisse kan utvides og struktureres videre og bør kunne gi en god oversikt over de viktigste elementer i VRF og deres tidsavhengighet. Fremstillingsmetoden kan også være viktig under selve arbeidet med å utvikle elementene og flette dem inn i hverandre.

Fig. 7 er et ufullstendig, tenkt eksempel hvor flere hendelser er satt tilfeldig inn uten noe som helst grunnlag og står helt og holdent for forfatterens regning. Hensikten med skjemaet er først og fremst å vise fremstillingsmåten, ikke å analysere veier å gå for forvaltningens arbeid med vannforurensningene på et nasjonalt nivå.

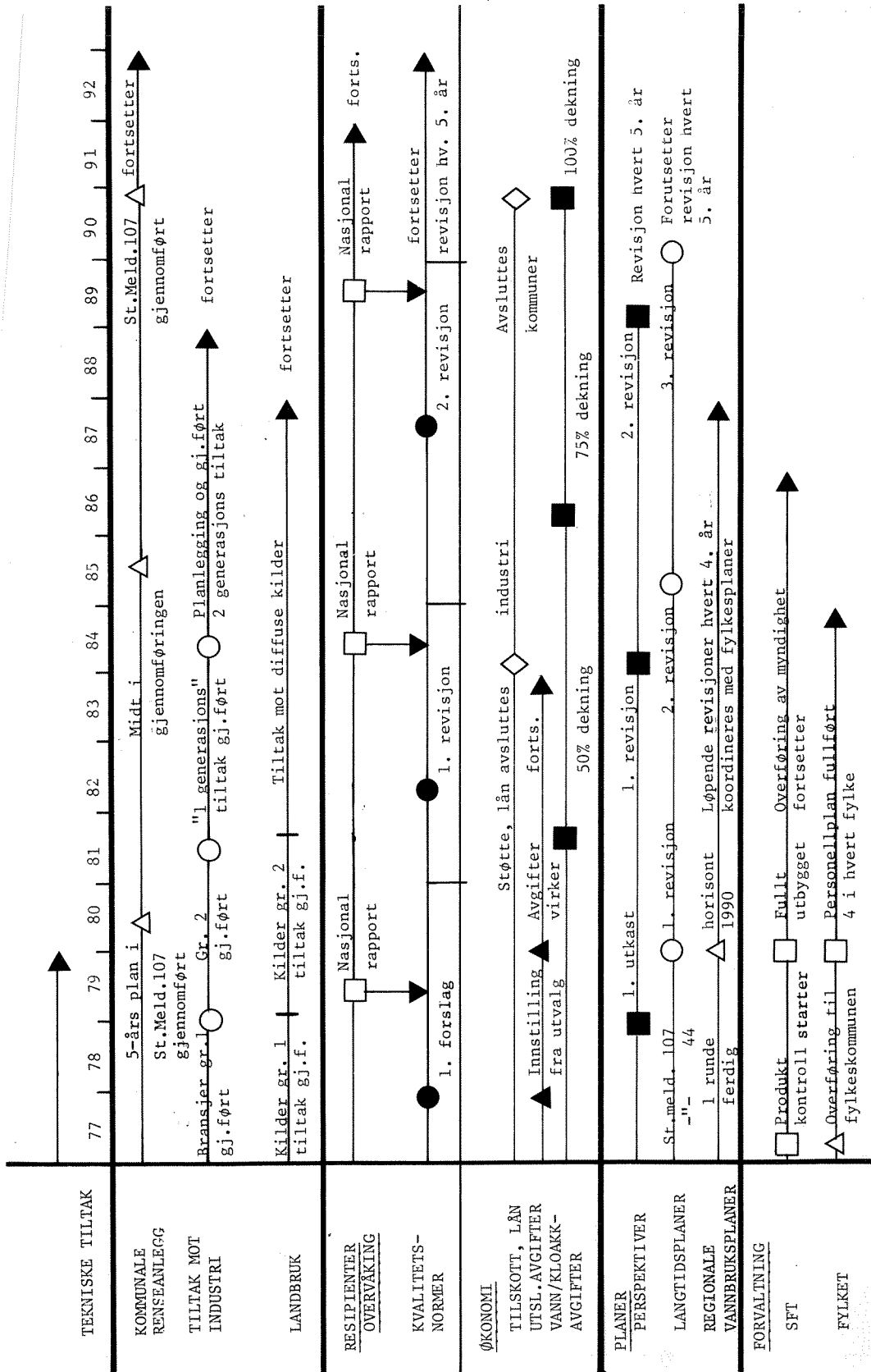


Fig. 7. Vannressursforvaltning - tidsavhengighet. Tenkt eksempel.

Vertikalforbindelser mellom linjene er viktige. Disse er imidlertid ikke med, unntatt mellom "overvåking" og "resipienter", for å vise en aktuell tverrkobling.

4. VANNBRUKSPLANER

Med bakgrunn i de organisatoriske og faglige problemer som er drøftet i kap. 2 og 3, kan det være nyttig å spørre seg: Hvordan kan et ideelt system for vannressursforvaltning tenkes å se ut? Hvis vi f.eks. ut fra den kaossituasjon som er beskrevet i fig. 2, fikk frie hender - fikk være "vanndiktatorer" - hvordan ville vi legge opp vårt arbeid i praksis?

OECD har i et omfattende dokument, "Water Management Policy and Instruments" (4), på bakgrunn av en gjennomgåelse av vannressurs-politikken i 8 utvalgte medlemsland samlet, vurdert og anbefalt retningslinjer i så måte. OECD's foreløpige anbefalinger med kommentarer er gjengitt i vedlegg I (38).

Det understrekes her at nedbørfeltet danner en naturlig fysisk avgrensning for en god VRF. Innenfor dette området kunne man ideelt sett legge opp et system som sikrer 100 prosent utnyttelse av faglige, økonomiske og personellmessige ressurser. På organisasjonssiden kunne det opprettes et forvaltningsorgan med nedbørfeltet som myndighetsområde, med muligheter til å planlegge, gjennomføre og drive tiltak som innvirker på vannforekomsten. Organet måtte ha kontroll over og kunne bruke samtlige virkemidler, så vel økonomiske som rettslige, tekniske, informative m.v. (se kap. 5, punkt 5.5.2). Da det som regel er flere vassdrag i samme land, må det i tillegg skje en koordinering på nasjonalt nivå.

Forvaltningssystemet i Norge er imidlertid bygget opp og inndelt (geografisk og administrativt) slik at en koordinering både nasjonalt og regionalt kan synes vanskelig.

På riksnivå er forvaltningen inndelt etter brukerinteressene. Dette har som nevnt historiske årsaker som igjen skyldes at det i Norge helt fram til i våre dager har vært rikelig tilgang på vann av god kvalitet. Dette har muliggjort en forvaltning uten særlige konflikter. Naturens rikelighet gjorde at alle brukerinteresser stort sett fikk sitt. Naturen har imidlertid sine begrensninger, og de siste års erfaringer demonstrerer at det for stadig flere av våre vannressurser foreligger både kvalitative og kvantitative grenser som ikke kan overskrides. Videre har konfliktene mellom de forskjellige brukerinteressene tilspisset seg.

Konfliktene har særlig finnet sted mellom bruksmåtene vannforsyning/resipientbruk og regulering/naturvern. Den generelt økende natur- og miljøbevissthet og større erkjennelse av betydningen av hygienisk betryggende drikkevann, har gjort at de kvalitative sider er kommet sterkere med.

Både konfliktene og behovet for en mer helhetlig behandling av de enkelte brukerinteresser har medført at det blir utarbeidet langsiktige planer for deler av vannutnyttelsen. Eksempler på slike planer er:

- Norges vassdrags- og elektrisitetsvesens (NVE's) planlegging av vannkraftutbygging. Denne langtidsplanleggingen har delvis tvunget seg fram ut fra behovet for å sikre den langsiktige energiforsyningen, delvis for å jevne ut de store investeringene over en viss periode, og delvis ut fra den lange planleggings- og byggetiden for flere av de aktuelle tiltakene (dammer, tunneller o.l.).
- Verneplanen for vassdrag. Den viktigste årsaken har vært å få sikret de langsiktige verne- og rekreasjonsbehovene mot følgene av eventuelle kraftreguleringer.
- Miljøverndepartementets St.meld. nr. 107 "Om arbeidet med en landsplan for bruken av vannressursene" (11). Planen er begrunnet i behovet for å få stukket opp en langsiktig kurs for tiltak mot vannforurensning. Ved vurderingen av behovet for tiltak var de langsiktige økologiske virkninger av avgjørende betydning.

Oppsplittingen i forvaltningen på riksnivå gjenspeiler seg i disse planene. De viktigste brukerinteresser, med unntak av vannforsyningen, har hver for seg arbeidet med langtidsplaner. Disse er imidlertid utarbeidet med utgangspunkt i en spesiell brukerinteresse, og ikke integrert til noen samlet plan.

For å unngå uheldige disponeringer av vannressursene bør det tas sikte på å utarbeide en integrert vannbruksplan på riksnivå hvor de viktigste brukerinteresse avveies mot hverandre. Behovet for en slik plan vil øke i fremtiden fordi vannressursene vil få stadig større "verdi". Konkurransen om utnyttelsen av vannet til ulike formål blir skjerpet. Resipient-, miljø- og verneinteressene får større vekt, og økt fritid gjør at "vannrekreasjon" tiltar i omfang.

Veksten i energiforbruket og en foreløpig avventende holdning til alternative kraftkilder (kjernekraft, varmekraftverk) bidrar også til et større press på vannressursene.

En slik "Norsk Vannressursplan" vil tjene forskjellige formål:

- Gi en oversikt over vannressursenes "brukspotensiale" til ulike formål ut fra de grenser naturen setter.
- Gi viktig informasjon til andre planer som krever samordning på riksnivå (f.eks. energiforsyning).
- Gi viktig informasjon til fylkesplanene, og eventuelle vannbruksplaner på fylkesnivå.
- Danne rammer for konsesjonsbehandling innenfor forskjellige sektorer.

Særlig viktig er det at planleggingen på riksnivå sørger for at det ikke sendes motstridende signaler om ulike bruksmåter til fylkes- og kommunenivå. VRF har utpreget nasjonale perspektiver. Vassdragsreguleringen har et nasjonalt energiperspektiv, investeringer til vannforsyning, avløp m.v. skjer med betydelig statlig aktivitet. Behovet for fysisk så vel som økonomisk koordinering på riksnivå er åpenbart til stede.

En annen viktig side ved en slik nasjonal vannbruksplan er den mulighet den gir for å se en enkelt konsesjonssak i en større sammenheng. En konflikt mellom vannkraftutbygging, naturvern/forurensning på et sted har betydning for andre vassdrag. Med en gitt ramme for energiforbruket vil utbygging av vassdraget spare andre vassdrag og naturverninteresser. Velger vi å la vassdraget ligge, øker presset på andre vassdrag og/eller andre energiformer (varmekraftverk/kjernekraft), noe som kan medføre andre miljø-ulemper.

Planen i seg selv vil kunne medføre løsning av viktige prinsipielle konflikter ved at de ulike fagorganer og brukerinteresser bringes inn i planleggingen. På denne måten kan potensielle konflikter p.g.a. organisasjonsstrukturen dempes betydelig.

En vannbruksplan på riksnivå må i sin natur være relativt grov og kan neppe gi særlig detaljerte anvisninger for praktisk bruk. Den vil måtte behandle viktige prinsipielle spørsmål og gi rammer for avveininger mellom ulike brukerinteresser. Det er imidlertid behov for mer detaljerte planer som tar utgangspunkt i de enkelte vassdrags nedbørfelt.

I mange av våre vassdrag vil slike nedbørfeltavgrensede vannbruksplaner være nødvendig for å sikre av VRF hvilke på et best mulig rasjonelt, så vel som teknisk/naturvitenskapelig, grunnlag.

Slike nedbørfeltavgrensede vannbruksplaner tar utgangspunkt i vassdraget og dets nedbørfelt og skal på faglig grunnlag behandle, foreslå og avveie tiltak innenfor det aktuelle utvalg av brukerinteresser.

En slik vannbruksplan vil imidlertid ikke være juridisk forandret i seg selv. For at ikke planens anbefalinger skal bli hengende i luften, må disse inn i juridisk forandrede planer. Slike planer er generalplaner og fylkesplaner; i den utstrekning det er knyttet vedtekter til planen.

I tabell 2 er vist aktuelle plantyper for vannressursforvaltning i Norge, disses tidsperspektiv og planleggingsnivå.

Tabell 2. Aktuelle plantyper i forbindelse med vannressursplanlegging. x)

Type plan	Tidsperspektiv	Nivå
1. Perspektivanalyser, fremtidsstudier (forecasts)	20-50 år	Internasjonalt, nasjonalt/regionalt
2. <u>Langtidsplaner</u>	10-15 år	
Lands-landsdelsplaner	"	Nasjonalt/regionalt
Nasjonal sektorplan (St.meld.107)	"	Nasjonalt
Fylkesplaner	"	Fylke
Generalplaner	"	Kommune
3. <u>Mellom-planer</u>		
Nasjonalt handlingsprogram (St.meld. 107)	4-7 år	Nasjonalt
Konkret rammeplan for et avgrenset område	"	Kommunalt/interkommunalt
4. <u>Kortsiktige planer</u>	1 år	Kommunalt/interkommunalt

x) Utkast til ny planleggingslov (39) legger betydelig vekt på planlegging av utnyttelse av naturressurser, herunder vann. Loven vil på mange måter danne rettesnor for vannressursplanlegging.

Vannbruksplanene vil, avhengig av nedbørfeltets størrelse, ha forskjellig ansikt utad. I et vassdrag som ligger innenfor en kommunegrense, vil den bli en del av generalplanen. Innenfor et fylke vil vannbruksplanen bli en del av fylkesplanen. Planer for vassdrag som renner gjennom flere fylker, vil fremstå som egne vannbruksplaner og være av verdi for flere fylkesplaner.

Det er viktig å huske på at alle vannbruksplaner ovenfor faglig sett er like. Det er tilknytningsformen til oversiktsplaner som varierer.

I Norge vil fylkesplanene være særlig aktuelle p.g.a. områdets gunstige størrelse i forhold til nedbørfeltene, og p.g.a. tidshorizonten. Videre skal en fylkesplan definisjonsmessig, som tilfellet er med generalplaner, egentlig inneholde en bruksplan for vannressursene da det i Bygningslovens § 17 heter:

"Ved en fylkesplan forstås det i denne loven en oversiktsplan for samordning av statens, fylkeskommunens og kommunens planlegging når det gjelder utnyttningen av naturressursene i et fylke og andre spørsmål av felles interesse for å fremme vekst og trivsel i fylket."

Vannbruksplaner har her i landet vært lite fremme i bildet. Det er gjort innledende arbeider i Numedalslågen og Aulielva i Vestfold (5), dog uten at disse arbeidene ble fullført. NIVA er imidlertid for tiden i gang med å utarbeide opplegg for bruksplaner i Telemarksvassdragene og Breim/Jølster-vassdragene i Nordfjord.

Det er imidlertid omfattende erfaringer med slike bruksplaner i utlandet. Flere land har satset på bruksplaner (Comprehensive Water Resources Plans) som et av de viktigste virkemidler i arbeidet med vannressursforvaltning. Canada, England og Vest-Tyskland kan fremheves (4).

Det vil føre for langt å diskutere omfang, metoder m.v. for utarbeidelse av slike planer. Generelt kan det imidlertid fastslås at erfaringer fra utlandet vil være uvurderlige i arbeidet med bruksplaner her i Norge. Det vises bl.a. til (6) som inneholder en illustrativ skisse om planprosessen for en bruksplan i Okanagan-vassdraget i Canada.

I forbindelse med bruksplaner er det også aktuelt å nevne det arbeidet som for tiden foregår i Finland. Landet er delt inn i 19 vassdragsdistrikter som det utarbeides bruksplaner for. Finland er også et av de land som på den organisatoriske siden har det gunstigste utgangspunkt, da alle utnyttelsesmåter for vannressurser hører under samme nasjonale organ - Vattenforvaltningen (National Board of Waters).

I vedlegg II er det gitt en kortfattet beskrivelse av det finske system med vannbruksplaner. Dette er tatt med for å vise at det i et land det er naturlig for oss å sammenlikne oss med, er etablert et organisasjonsmønster og en faglig angrepsmåte som etter NIVA's oppfatning bør danne en rettesnor for det praktiske arbeid med VRF i Norge. (7) (8) (9).

5. DISKUSJON AV DE ENKELTE FAGLIGE ELEMENTER

I dette kapittelet skal de enkelte hovedelementer i VRF drøftes i den rekkefølge Fig. 4 indikerer. Som nevnt reflekterer ikke omtalen av de enkelte elementer deres betydning i totalbildet.

5.1 Mål og prinsipper

Mål og prinsipper i vannressursforvaltning må ta utgangspunkt i overordnede politiske målsettinger.

På dette målnivå er St.meld. nr. 50 (1974-75) om naturressurser og økonomisk utvikling (10) et sentralt dokument. Regjeringen trekker her opp hovedlinjene for et kvalitativt bedre samfunn. Med dette menes forbedring av velferd for brede folkegrupper, utjevning av levevilkårene og forbedring og utbygging av fellesgodene.

Et kvalitativt bedre samfunn forutsetter bl.a. en miljø- og ressurspolitikk, og forvaltning av vannressurser kan mest nærliggende settes inn under en ressurspolitisk overbygning.

Behovet for en ressurspolitikk kan begrunnes ut fra forskjellige synsvinkler:

1. Naturen setter absolutte grenser for utnyttelsen av ressurser, og hvor mye vi kan belaste økosystemene med. For å overleve er det nødvendig særlig å verne om naturens evne til produksjon og selvfornyelse.
2. En rekke mennesker har direkte følelse med problemene i dagens situasjon. Forurensninger skaper mistriivsel, andre reagerer på dagens "bruk og kast" mentalitet.
3. Internasjonal solidaritet veier tungt for mange i argumentasjonen. Det globale fattigdomsproblem er et viktig argument for at vi i Norge må være varsomme med utnyttelse av naturressursene.

4. Erkjennelsen av ansvar for fremtidige generasjoner er også viktig. Vi må ikke unødig bruke opp dagens resurser eller foreta inngrep som gjør en langsiktig utnyttelse vanskelig eller umulig.

Gjennomføring av en ressurspolitikk på nasjonalt nivå må skje samordnet. En kan eksempelvis tenke seg ressurspolitikken inndelt i 6 handlingsfelt som alle er nødvendige i arbeidet mot et kvalitativt bedre samfunn.

De 6 handlingsfeltene er vist til venstre i tabell 3. Til høyre er det eksempler på handlinger innen vannressursforvaltning, tilhørende hvert handlingsfelt.

Hvis vi tar utgangspunkt i ressursen vann, har vi en rekke mål- og prinsipp-formuleringer som direkte omhandler vann. På det internasjonale plan kan nevnes prinsipperklæringer fra FN's miljøkonferanse i 1972, Den europeiske vandeklarasjon m.v. Det er også flere internasjonale konvensjoner og avtaler som begrenser den nasjonale handlefrihet. Dette gjelder særlig forurensningsaspektene. Her kan nevnes "Oslo-konvensjonen" om dumping av avfallsstoffer i havet, og den s.k. "Paris-konvensjonen" som omhandler bekjempelse av havforurensninger fra kilder på land. Det er særlig på områdene havforurensning, kjemikalier, problemavfall og sur nedbør at internasjonale avtaler setter rammer for den nasjonale vannressurspolitikk.

På det nasjonale plan har vi også en rekke formuleringer av generell karakter. Fra lovverket kan hitsettes ordlyden i Naturvernlovens § 1:

"Naturen er en nasjonalverdi som må vernes.

Naturvern er å disponere naturressursene ut fra hensynet til den nære samhörighet mellom mennesket og naturen, og til at naturens kvalitet skal bevares for fremtiden.

Enhver skal vise hensyn og varsomhet i omgang med naturen.

Inngrep i naturen bør bare foretas ut fra en langsiktig og allsidig ressursdisponering som tar hensyn til at naturen i fremtiden bevares som grunnlag for menneskenes virksomhet, helse og trivsel."

Tabell 3. Handlingsfelt - ressurspolitikk - eksempler fra vannressursforvaltning.

Nr.	Handlingsfelt - ressurspolitikk	Eksempel - vannressursforvaltning
1	Økonomisering med energiressursene	Vern av nyttbar, men verneverdige vassdrag
2	Varsomhet i disponeringen av knappe ikke-fornybare ressurser	(Lite aktuelt)
3	Reduksjon i forurensninger	Utslippsreduksjon
4	Økt resirkulering og forbedret avfallsbehandling	Slambehandling - slamdeponering
5	Vern av naturen og utvikling av biologiske ressurser	Vern av det akvatiske økosystem - akvakultur
6	Ressurspolitisk samordning av samfunnsplanlegging og forvaltning	Organisatorisk bedre koordinering av forvaltningssystemer for ulike brukerinteresser av vann

Og videre fra Vannforurensningslovens § 1:

"Denne lov har som formål å verne grunnvann, vassdrag og sjøområder mot forurensing samt å redusere eksisterende forurensing, særlig av hensyn til menneskers og dyrs trivsel, vannforekomsters anvendelse, og et effektivt natur- og landskapsvern."

Disse generelle erlæringer utdypes nærmere i bl.a. St.meld. 107 for 1974-75. "Om arbeidet med en landsplan for bruken av vannressursene", og St.meld. 44 for 1975-76 "Tiltak mot forurensninger". (11) (12). Utfra disse kan fastslåes:

- Vannressurser er en del av samfunnets behov og vannressurser må forvaltes som en del av hele samfunnets ressurser og i forhold til hele miljøet.

- Vannressurser skal forvaltes slik at:

- naturens evne til produksjon og selvfornyelse blir opprettholdt (ressurspolitisk målsetting).
- menneskers helse og trivsel ikke skades (velferdspolitisk målsetting).
- vannforekomster av særlig verdi beholdes mest mulig upåvirket for naturvernets egen skyld.

- I forvaltning av vannressursene skal det foretas avveininger av fordelene ved utnyttelse og vern i forhold til andre samfunnsoppgaver. Dette angår både omfanget av tiltak og tidsplanene for gjennomføring."

Formuleringen på dette nivå synes i første omgang ikke å være til noen særlig praktisk nytte. Vi kan allikevel trekke ut en del momenter av praktisk betydning. Disse momentene er først og fremst aktuelle for den kvalitative side av problemet.

- Betraktninger om vannressursenes renhet må sees i forhold til andre resipienter,- luft og jord. Det må, uansett forurensningsnivå, være en balanse mellom virkningene av forurensningene som påføres disse tre typer resipienter. Ingen av disse tre resipientene skal fremheves som viktigst.

- Når det sies at det skal foretas avveininger, ligger det i kortene at det ikke er noe praktisk mål i seg selv at ethvert utslipp til vann må forbys. Alle er enige om at vannet som resipient er blitt misbrukt, særlig i forhold til jord. En rekke ting dumpes eller slippes ut i vann, som ikke har noe der å gjøre, f.eks. søppel. På den annen side vil et totalforbud sannsynligvis kunne medføre overbelastning av luften og jorden som resipienter.
- I mange tilfeller vil naturlig tilstand (slik vassdraget var før menneskelig påvirkning startet) og vern for vernets egen skyld være et mål i seg selv. Dette gjelder imidlertid ikke alle vannforekomster. Det må aksepteres at mange vannforekomster i en varierende grad reflekterer aktiviteter i nedbørfeltet, og en viss grad av påvirkninger må kunne tolereres. Det blir et spørsmål om graden av forurensninger som aksepteres. I dette ligger også at det må aksepteres at vannforekomster har en evne til å ta hånd om en del komponenter, en selvrensningsevne, som kan utnyttes forsiktig.
- Det kan også være grunn til å påpeke at naturtilstanden i seg selv ikke alltid er den ideelle. Flomsituasjoner, naturlig høye konsentrasjoner av tunge metaller, surt vann p.g.a. bl.a. sure bergarter i nedbørfeltet, er eksempler på naturtilstander hvor inngrep i naturtilstanden er til nytte for samfunnet.
- Det kan også fastslås at vannressursenes tilstand og brukerinteressene i disse danner grunnlaget for vannressursforvaltning i Norge. Det vil aldri være noe mål i seg selv å redusere utslippene. Denne prosess er kun et middel til å nå våre mål.

Nevnte mål og prinsipper har et klart siktemål mot selve ressursen som skal utnyttes/bevares. Det er imidlertid en rekke aktuelle mål, prinsipper og begrensninger av annen karakter som det i høy grad må tas hensyn til i vannressursforvaltningen. Det kan være prinsipper av generell politisk, rettslig eller økonomisk natur. Nærmest for å gjøre oppmerksom på at disse eksisterer, nevnes følgende:

1. Lik behandling av brukere.

VRF skal ikke i utgangspunktet forfordele eller diskriminere visse brukergrupper. En planlegger i vannressursforvaltning bør ikke representere én spesiell brukergruppe.

2. Økonomisk effektivitet.

En rent markedsøkonomisk betraktning er ikke mulig å gjennomføre. Vannmarkedet er meget spesielt. Det er altfor mange ikke økonomisk målbare størrelser for å kunne bruke tradisjonell økonomisk analyseteori. Når imidlertid krav til kvalitet og kvantitet er satt opp, vil økonomisk effektivitet være en av de viktigste rettesnorer for valg av alternativ.

3. Forurensere skal betale.

Dette er et "rettferdighetsprinsipp" som er akseptert av alle OECD-land. Prinsippet er et siktemål, idet betydelige avvik fra prinsippet skjer i form av statlige låne- og tilskottsordninger i overgangsperioder.

4. Forvaltningssystemets oppbygging.

Her ligger klare begrensninger i styringsmulighetene. Det er bl.a. en generell linje i demokratiseringsprosessen at avgjørelser skal treffes så nær de avgjørelsene angår, som mulig. Dette i og for seg fullt ut akseptable prinsipp medfører imidlertid kanskje et mindre effektivt og mindre styrbart system.

I St.meld. 44 for 1975-76 "Tiltak mot forurensninger" (12) er det gjort nærmere rede for en del prinsipper i arbeidet med å bekjempe forurensningene. Prinsippene er stort sett inkludert i omtalen under de forskjellige kapitler hvor de naturlig hører hjemme.

5.2 Brukerinteresser

5.2.1 Generelt

Holder vi oss til et vassdrags nedbørfelt, vil de mål og prinsipper som er omtalt i 5.1, som regel fremstå som ufravikelige rammebetingelser for det videre arbeid.

Den første oppgaven i et konkret nedbørfelt vil være en problemidentifikasjon. I mange områder vil problemene fremstå som konflikter mellom brukerinteresser; vi har da noe håndfast å gå videre med. I mange områder i Norge er det imidlertid svake brukerkonflikter, dvs. minimale problemer å identifisere. Det kan være nærliggende å slutte at VRF i slike områder ikke er aktuelt.

Dette er imidlertid en holdning det er grunn til å advare mot. Nettopp i slike områder kan VRF være svært viktig for å hindre at brukerkonflikter oppstår. VRF vil i slike områder ha en preventiv funksjon. Innenfor planlegging i andre samfunnssektorer tas det nettopp sikte på å forhindre at konflikter oppstår (f.eks. ved planlegging av et nytt boligområde). I denne forbindelse kan det nevnes at det for tiden foregår et arbeid med skisser for bruksplaner i Jølster- og Breimsvassdragene i Sogn og Fjordane. Disse vassdragene er rene, lite regulerte og har stor natur- og bruksmessig verdi til mange formål. Konfliktene er minimale.

De enkelte brukerinteressene er avhengig av hverandre, konkurrerer innbyrdes samtidig som de er tidsavhengige. Brukerinteresser er dynamiske,- de forandrer seg og forskyves i vekt og kan fortrenge hverandre. I konfliktområder er brukerinteresser resultat av årelang tilpasning mellom brukergrupper. En slags markedsmechanisme har trådt i funksjon. Markedsmechanismen er imidlertid lite egnet, og tilpasningen blir ubalansert ut fra en samfunnsmessig vurdering. VRF tar sikte på gjennom en politisk prosess å gjenopprette en riktig balanse.

I vårt arbeid med å finne fram til et svar som kan danne utgangspunkt for videre konkret arbeid - en velfundert avveining av eksisterende og fremtids brukerinteresser, kan vi stille og besvare følgende spørsmålsrekke:

1. Hvilke brukerinteresser finnes i den aktuelle vannforekomst?
2. Hvilke av disse brukerinteresser er i konflikt med hverandre,- hvilke kan lett kombineres?
3. Vil brukerinteressene forandre seg over tiden (f.eks. etter tiltak) og i tilfelle hvordan?
4. Hvilken vekt skal de forskjellige interesser tillegges nå og i fremtiden, og hvilke brukerinteresser skal eventuelt veie tyngst i det aktuelle tilfellet?

Før de enkelte punkter diskuteres nærmere, må det understrekes at det endelige utkomme av denne prosessen (svar på spørsmål 4) er og blir et politisk valg. Fagfolkenes oppgave og plikt blir å presentere og redegjøre for konsekvensene av et begrenset antall alternativer. Avveiningen, dvs. hvilke grupper som skal tilgodesees, hvor vidt konsekvenser kan aksepteres m.v., blir politikernes oppgave.

5.2.2 Aktuelle brukerinteresser

Arbeidet med å klarlegge dette spørsmål er en ren registreringsoppgave. Det er her viktig å ta utgangspunkt i alle tenkelige brukerinteresser tilknyttet vann (check-list) og så foreta en systematisk gjennomgåelse slik at ingen interesser blir glemt. Det er eksempler på at planleggere innenfor en sektor har "glemt" eller bare meget overfladisk nevnt andre viktige brukerinteresser.

Aktuelle brukerinteresser tilknyttet vann er vist på neste side. Interessene er forsøkt rangert etter synkende kvalitets-avhengighet. Rangeringen er generell; f.eks. ut fra vurdering av et stort antall vannressurser. I et konkret tilfelle kan rekkefølgen variere til dels betydelig.

1. Verneområder: ("naturlig" vannkvalitet).
2. Vannforsyning: Kommunalt behov.
Industrielt behov.
Landbruk.
3. Rekreasjon: Kontaktbruk: Bading.
Annen rekreasjonsbruk: Sportsfiske.
Båtsport.
Ski/skøyteløp på vann.
4. Yrkesfiske og dambruk, og biologisk produksjon.
5. Landskapsvern (vann som del av landskapet).
6. Energiproduksjon.
7. Transportåre: Havn.
Fløting.
Isvei.
8. Flomdempning.
9. Resipient.



Også på generell basis kan rangeringen mellom enkelte interesser være tvilsom (f.eks. mellom 3 og 4), mens den i andre tilfeller er udiskutabel (f.eks. mellom 1 og 6).

5.2.3 Konflikter

På samme måte som det på generelt grunnlag er satt opp en rangering av brukerinteresser etter kvalitetsavhengighet, er det i fig. 8 forsøkt gitt en generell vurdering av hvilke brukerinteresser som vanligvis er i konflikt med hverandre, hvilke som kan forsterke hverandre, og hvilke som vanligvis kan kombineres. Denne problemstilling er valgt fremstilt ved en bruker-matrise (13). Interesser i konflikt med hverandre er merket +, interesser som forsterker hverandre, er merket +, og lite samvirke har fått tegnet O. Det vises for øvrig til forklaring på fig. 8.

Fig. 8
GENERELL
BRUKERMATRISE
VANNRESSURSER

1 VERNEOMRÅDER	2 VANNFORSYNING			3 REKREASJON	4 YRKES- FISKE, DAMBRUK OG BIOL. PRODUKSJ.	5 LAND- SKAPS- VERN	6 ENERGI- PRODUK- SJON	7 TRANS- PORT- ØRE	8 FLOM- DEMP- NING	9 RESIPI- ENT
	KOMM.	IND.	JORD.							
a KOMMUNALT	→	→	→	BAD	→	→	→	→	→	→
b INDUSTRI	+	+	→	SP. FISKE	→	→	→	→	→	→
c JORDBRUK	+	+	→	BÅTSPORT O. A.	→	→	→	→	→	→
a BADING	○	○	○		○	○	○	○	○	○
b SPORTSFISKE	○	○	○		○	○	○	○	○	○
c BÅTSPORT O. A.	÷	÷	÷		○	○	○	○	○	○
YRKESFISKE, DAMBRUK OG BIOLOGISK PRODUKSJON	÷	○	○		○	○	○	○	○	○
LANDSKAPSVERN	+	○	○		○	○	○	○	○	○
ENERGIPRODUKSJON	÷	○	○		○	○	○	○	○	○
TRANSPORTØRE	○	○	○		○	○	○	○	○	○
FLOMDEMPNING	+	○	○		+	○	○	+	○	○
RESIPIENT	÷	÷	÷		÷	○	○	○	○	○

mer kvalitetsavhengig

mindre kvalitetsavhengig

Alle aktuelle brukerinteresser tilknyttet overfløte vann er medtatt.
 ÷ interesser i konflikt med hverandre
 + interesser forsterker hverandre i positiv retning
 ○ liten samvirke mellom interesser
 Samvirke mellom to brukerinteresser finnes i skjæringsruten mellom vannrett rad for den ene interesse og loddrett kolonne for den andre interesse

Tegnenes generelle karakter og det i mange tilfeller diskutabile valg av tegn må igjen understrekes. Det er først i en konkret situasjon at matrisen har noen verdi, og hvor tegnsettingen gir holdepunkter.

I fig. 9 er en konkret situasjon vist ved at Iddefjorden er brukt som illustrasjon (subjektiv vurdering). Matrisen skulle gi en god oversikt over hvilke interesser og konflikter som er til stede. Matrisens skjelett bør kunne brukes i praktisk planlegging. En utfylt matrise som fig. 9 vil gi svar på spørsmål 1 og 2 ovenfor.

5.2.4 Tidsaspektet

De tidsdynamiske aspekter ved brukerinteressene kan vurderes ut fra en rekke forhold. En kan her eksempelvis se på:

- Den historiske utvikling i omfang og sammensetning av brukerinteressene.
- Forventede planer for aktivitetsutvikling i nedbørfeltet (general- og fylkesplaner, regionale og nasjonale kraftutbyggingsplaner, planer for opprettelse av naturreservater m.v.).
- Vurdering av fortrengning mellom brukerinteresser, f.eks. ved en analyse av befolkningens ønsker. (Hvis elven ble ren, ville du da bruke den til bading, sportsfiske osv.)
- Generelle utviklingstendenser i folks aktiviteter (mer fritid).

Disse vurderinger må med i målsettingsprosessen. Som eksempel på at brukerinteressene er sterkt avhengig av tiden, er det i tabell 4 for et tenkt vassdrag beskrevet en realistisk utvikling i løpet av en planperiode (f.eks. 15 år). Referansenivået er eksisterende forhold. Brukerinteressene er merket med nummer i h.h.t. fig. 8.

Matrisen kan også brukes til å registrere disse forskyvningene ved f.eks. å ha en rubrikk for fremtidige forhold hvor betegnelsene "øker", "minker", "uforandret" blir ført opp.

Fig. 9
BRUKERMATRISE
IDDEFJORDEN

VANNFOREKOMST: IDDEFJORDEN
FYLKE : ØSTFOLD
KOMMUNE : HALDEN

1 VERNE- OMRÅDER	2 VANNFORSYNING			3 REKREASJON	4 YRKES- FISKE, DAMBRUK OG BIOL. PRODUK- SJON	5 LAND- SKAPS- VERN	6 ENERGI- PRODUK- SJON	7 TRANS- PORT ÅRE	8 FLOM- DEMP- NING	9 RESIPI- ENT
	KOMM.	IND.	JORD.							
1 VERNEOMRÅDER										
2 VANN- FORSYNING	KOMMUNALT			BAD						
	INDUSTRI									
JORDBRUK										
BADING										
3 REKRE- ASJON	SPORTSFISKE									
	BRITSPORT O.A.									
4 YRKESFISKE, DAMBRUK OG BIOLGISK PRODUKSJON										
5 LANDSKAPSVERN										
6 ENERGIPRODUKSJON										
7 TRANSPORTRE										
8 FLOMDEMPNING										
9 RESIPIENT										

mer kvalitetsavhengig ←

→ mindre kvalitetsavhengig

- ⊕ interesser i konflikt med hverandre
- ⊕ interesser forsterker hverandre i positiv retning
- liten samvirke mellom interesser
- ▨ brukerinteressene ikke tilstede
- 5 samvirke mellom to brukerinteresser finnes i skjæringsruuten mellom vannrett, rad for den ene interesse og loddrrett kolonne for den andre interesse

Tabell 4. Forskyvning av brukerinteresser over tid.

Brukerinteresse nr.	Utvikling/hendelser	Brukerinteressens betydning
1	Et våtmarksområde planlegges fredet. En nasjonalpark planlegges opprettet.	Øker
2 a,b	Ny fjernvannforsyning planlegges fra annet nedbørfelt.	Minker
2 c	Stadige tørkesomre gjør at mer vann blir tatt ut til kunstig vanning.	Øker
3 a,b	Forbedret vannkvalitet (p.g.a. tiltak mot utslipp) og mer fritid generelt.	Øker
3 c	Lov om motorisert ferdsel i utmark vil redusere lystbåt-trafikk i vassdraget.	Minker
4	Bedre vannkvalitet og økt oppdrettsaktivitet.	Øker
5	Generell økning i folks "naturbevissthet".	Øker
6	Vassdraget er sterkt utnyttet som kraftforsyningskilde. Videre utbygging er ikke regningssvarende.	Uforandret
7	Tømmerfløtingen går sterkt tilbake.	Minker
8	Aktuelle flomdempningstiltak gjennomført.	Uforandret
9.	Alternative nedbørfelt for utslipp ikke aktuelle. For den økende befolkning og industriutvikling er vassdraget eneste mulige resipient.	Øker

5.2.5 Avveining av brukerinteresser

Brukermatrisen med de påførte tegn gir bare svar på relativt "enkle" spørsmål; hvilke interesser er tilstede, og i hvilke retninger de påvirker hverandre.

Vanskelighetene ligger imidlertid i avveiningen mellom ulike interesser. Diskusjonen ovenfor kan nærmest betraktes som en opprydning i tankegangen før selve arbeidet tar til.

Som nevnt er selve avveiningen et politisk valg, men det ligger en plikt i å utrede og presentere konsekvenser ved ulike valg slik at de politiske avgjørelsene blir så rasjonelle som mulig. I prosessen avveining av

brukerinteresser bør det utformes alternative mål med tilhørende konsekvenser utredet. Dette betyr at beslutningstakere får alternativer hvor ulike brukergrupper prefereres, og hvor konsekvensene av de forskjellige prioriteringer går klart fram.

Allerede på et innledende stadium bør vi altså for de ulike mål gå gjennom hele planprosessen på fig. 4 (til boks 5 c). Vi må stille oss spørsmål som (etter (14)):

- Hvordan formulere alternativer?
- Hvor mange alternativer?
- Hvordan få med de gode alternativer?
- Må alle alternativene ha felles forutsetninger?

Regler for oppstilling av alternativer er vanskelig å gi, men enkelte generelle kommentarer kan gis:

1. Alternativene må være realistiske. Det har lite for seg å skape umulige alternativer for alternativenes egen skyld. Urealistiske alternativer er det samme som ingen alternativer, og beslutningstakerne har da i realiteten ingen valgmuligheter.
2. Det bør ikke være for mange alternativer. I innledende utredninger kan man godt vurdere mange alternativer, men kun 2-5 alternativer bør legges fram for beslutningstakerne.
3. Det må være en viss avstand mellom alternativene slik at det reelt er noe å velge mellom.
4. Alternativene må presenteres klart hva innhold og konsekvenser angår.

Avveining mellom ulike interesser er et viktig og omfattende problem. Her skal det bare drøftes et par sentrale problemstillinger.

5.2.6 Monetære enheter

Grunnlaget for beslutninger kan fremlegges i enheter med forskjellig nøyaktighetsnivå. Vi kan skille mellom

- verbale utsagn
- fysiske enheter, indikatorer
- kroner og øre.

Verbale utsagn er mest unøyaktige og følelsesladet. De gir størst fare for urasjonelle avgjørelser. Det kan være en rettesnor at flest mulige elementer forsøkes kvantifisert.

I VRF, som innenfor andre fagområder, er det størrelser av subjektiv natur som ikke lar seg kvantifisere. Det kan slås fast at det i avveiningsprosessen ikke er mulig og ei heller noe mål å fjerne disse elementene helt. Imidlertid bør den del av beslutningsprosessen som er subjektivt basert, begrenses så mye som mulig.

Som måle-enhet er kroner og øre dominerende og bør brukes så langt dette er forsvarlig. Økonomene har utviklet et avansert verktøy som innenfor visse samfunnssektorer er meget brukbart. Selv om vi innenfor VRF-problematikken åpenbart har med en rekke betydelige elementer av klart ikke-økonomisk natur, (rekreasjonsverdi, naturvern, landskapsvern, helseskader m.v.), er det allikevel gjort en rekke iherdige og alvorlige forsøk på å sette verdier på slike begreper. Bl.a. er hele vannressursproblemet forsøkt angrepet ut fra en markedsøkonomisk betraktningssmåte (fig. 10).

Enkelte problemer ved å få satt opp skadefunksjonen kan illustreres ved følgende 5 angrepsmåter som har vært forsøkt for å fastsette pengeverdien av rekreasjonsinteresser:

1. Utgiftene for å skaffe aktiviteten (f.eks. kostnad for terskeldammer).
2. Totale utgifter forbundet med utførelse av aktiviteten (reisekostnad, badeutstyr).
3. Fangstverdi (sportsfiske).
4. Verdi av fritid målt som "tapt arbeidsfortjeneste".
5. "Opportunity cost".

Leseren vil sikkert umiddelbart finne mangler av til dels absurd karakter ved angrepsmåtene.

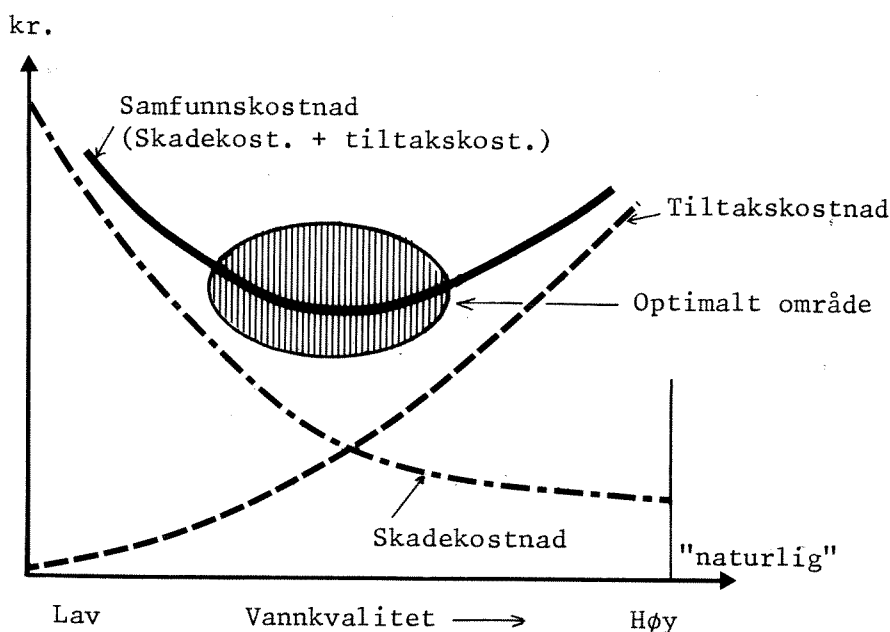


Fig. 10. Markedsøkonomisk vurdering av vannkvalitet.

Metoden er imidlertid ubrukelig i praksis, vesentlig på grunn av at skadefunksjonen er vanskelig å fastsette, fordi denne trenger input av en rekke ikke-økonomisk målbare størrelser. Figuren illustrerer imidlertid det faktum at det finnes et optimalt område mellom visse yttergrenser. Vi må prøve å bevege oss mot dette fra venstre uten å skli for langt over mot høyre i figuren.

Utgiftene for å skaffe aktiviteten, gir bare i særlige tilfeller noe resultat, idet naturen er der allerede. Fangstverdi reflekterer bare en brøkdel av verdien ved sportsfiske - egentlig den minst vesentlige. Verdi av fritid målt som arbeidsfortjeneste indikerer at folk med lav inntekt har lavere utbytte av et bad fra samme svaberg - det motsatte er ofte tilfellet.

Den mest lovende og mest anerkjente metode er "opportunity cost", dvs. verdi-fastsettelsen skjer ved å stille spørsmål som: Hvis all fisken ble borte i elven, - hva ville du være villig til å betale for å få den tilbake? Hvor mye er du villig til å betale for at badevannet skal bli like bra som ...? Hernes (15) har drøftet nærmere mulige veier å gå for å fastsette verdier på natur- og rekreasjonsområder.

Om den markedsøkonomiske angrepsmåte i sin alminnelighet er det blitt sagt at den ved analyse gir råd om altfor høye belastningsnivåer fordi den ikke reflekterer verdien av vannets økosystem godt nok (16).

Selv om bruk av kroner og øre i forbindelse med rekreasjon, naturopplevelse kanskje virker nesten frastøtende på mange, er det allikevel ikke riktig straks å avvise enhver slik bruk av monetære enheter. Med de nødvendige forbehold og forutsetninger klart uttrykt, kan kvantifiseringen være et nyttig hjelpemiddel.

Vi kan f.eks. tenke oss en konflikt mellom kraftutbygging og rekreasjon. Utbyggeren kan legge fram relativt klare tall for verdien av den kraft som blir produsert og eventuelt går tapt, mens motparten representerer typisk ikke-økonomisk målbare verdier. I en slik situasjon kan det være riktig av representantene for rekreasjons- og naturverninteressene å foreta beregninger etter forskjellige angrepsmåter og komme fram med beløp som kan vurderes sammen med motpartens tall. Det er imidlertid viktig at forutsetningene for beregningene presenteres samtidig, ellers kan alltid tallene rives fra hverandre. Hvis forutsetningene for beregningene virker fornuftige, og det gjøres flere beregninger ut fra ulike forutsetninger, kan de fremkomne beløp bli reelt vurdert av de avgjørende myndigheter. Taktikken bak en slik i og for seg tvilsom verdifastsettelse ligger deri at en antar å stå sterkere når avveiningene kan skje med samme måleenhet. Rent verbale utsagn, som stor rekreasjonsverdi, vakkert naturområde, står i utgangspunktet svakt sammenliknet med formuleringer som - "a) millioner kroner tapt i produsert elektrisk kraft - b) tapte arbeidsplasser" osv.

Settes monetære enheter på rekreasjonsverdier m.v., er det imidlertid alltid tvilsomt å addere eller behandle beløpene på like linje med vanlig økonomiske størrelser. Det kan diskuteres om man bør gå lengre enn å stille beløpene opp mot hverandre. I en integrert økonomisk analyse vil det måtte bli sammenlikning av innbyrdes uforenlige størrelser selv om de har felles forkledning - kroner og øre.

5.2.7 Miljøindikatorer

Erkjennelsen av at monetære enheter er tvilsomme og til dels helt ubrukelige, har bl.a. ledet til utvikling av indikatorbegrepet. Indikatorer tar sikte på å kvantifisere med andre enheter enn kroner og øre. Indikatorer er således mer nøyaktige og derfor generelt å foretrekke fremfor rent verbale utsagn.

Miljøindikatorer kan etter NIBR (17) defineres som en statistisk måleenhet som viser en forbindelse mellom fysiske miljøfaktorer av betydning for menneskenes velferd og egnede befolkningskarakteristika. Eksempel fra VRF for brukerinteressen rekreasjon klargjør forhåpentlig en slik høyst teoretisk uttrykksmåte:

"Lengde (eller) areal av offentlig strand pr. 1000 innbyggere, tilgjengelig innen 1½ times reisetid med offentlig kommunikasjonsmiddel, der vannet tilfredsstillende kravene til badevann formulert av de statlige helsemyndigheter".

Vi merker oss at eksemplet er sterkt rettet mot mennesket som bruker.

Det er i eksemplet innebygget tre viktige elementer som er av betydning for felles oppfatning av en badeplass' verdi: Tilgjengelighet, plassforhold på stedet og vannkvalitet. Elementene kan (Hernes (15)) eksempelvis sammenstilles i en enkel formel

$$R = k \cdot \frac{A}{r^2 \cdot n} \cdot q$$

hvor

A = rekreasjonsområdets areal

r = avstanden fra brukerne i området

n = antall brukere

q = en variabel for vannkvalitet

k = en konstant

R = et uttrykk for verdien av området (ikke målt i kroner og øre).

Det er ganske klart at informasjonen av denne type gir langt bedre holdepunkter for beslutninger. Verdimåling av et rekreasjonsområde på denne måten gir bedre grunnlag enn bare verbale utsagn som f.eks. "betydelige rekreasjonsinteresser for store befolkningsgrupper er berørt av tiltakene".

Til NIBR's rapport (17) har NIVA ytet bidrag om indikatorer tilknyttet bruken av vann. Utgangspunktet har vært et arbeid utført av OECD (18). Det er her foreslått miljøindikatorer om vannkvalitet for brukerinteressene vannforsyning, rekreasjon, fiske og utslipp.

Eksempler fra (17) (litt forenklet):

Vannforsyning - Andel av befolkning tilknyttet vannverk med en viss definert kvalitet.
- Befolkningsandel utsatt for kvalitetsbrist i en viss tid.

Rekreasjon - Lengde eller areal av strand pr. 1000 innbyggere tilgjengelig innen 1½ times reisetid og der vannet tilfredsstiller visse krav.

Fiske - Andel av befolkningen som lever mindre enn x timers reise fra fiskevann.
- Lengde av fiskeførende vassdrag og strandlinje til offentlig fiskevann pr. innbygger i en kommune eller region.

Utslipp - Befolkningsandel tilknyttet felles renseanlegg med forskjellige rensegrader.
- Prosentvis andel av totalt vannspeil-areal (elver, innsjøer, fjorder) som kan betegnes lite, moderat, betydelig eller sterkt forurenset.

NIBR har i (17) drøftet bl.a. miljøindikatorens nytteverdi for ulike brukergrupper. Både almenheten, myndigheter, planleggere og politikere vil ha nytte av indikatorene i sitt arbeid med VRF på de forskjellige nivåer. Almenheten vil kunne få bedret informasjon, myndigheter og planleggere vil ha bruk for disse i oppsett av arbeidsprogrammer, og politikere kan bedre kontrollere tildeling og fordeling av goder som ikke kan måles i penger. Styrken ligger i mulighetene for verdimaling av økonomisk ikke målbare størrelser.

Generelt kan det stilles visse krav til miljøindikatorer. Det vises her til diskusjonen om krav til normer for vannkvalitet i kap. 5, pkt. 5.3. For en nærmere teoretisk diskusjon av indikatorbegrepet vises også til Arge (19).

Miljøindikatorbegrepet representerer et lovende og fruktbart område i VRF. Det ligger her muligheter for å få et fastere grep om deler av de store mengder skjønn som danner ett av fundamentene i VRF.

5.2.8 Sammenlikningsmetoder

Prøver vi å bestemme ikke-monetære størrelser, vil det ikke uten videre være nok bare å stille disse opp mot de økonomisk målbare enheter. Bruken av forskjellige måleenheter forutsetter en bearbeiding og sammenstilling av de ikke-kommensurable størrelsene.

Det å arbeide med ulike måleenheter kan betraktes som en spredning av kort ut på et bord. Dette kan imidlertid bidra til ytterligere forvirring hos beslutningstakere, og sammenlikningsmetoder tar sikte på å "samle kortene sammen igjen" (2).

En rekke slike sammenlikningsmetoder er angitt i litteraturen. For en kort gjennomgåelse med litteraturhenvisninger av hver av disse metodene vises til (2) og (14). Systemer med bruk av vekttall er omtalt her. Nedenes (20) har foreslått en metode basert på vekttall for cost/benefit analyser i forurensningssituasjoner.

Avveiningen av brukerinteresser er vel av de svakeste ledd i beslutningsrekken i VRF. Området er underutviklet, og beslutningene er i dag nesten 100 prosent basert på skjønn. Her kan det synes mulig ved en relativt beskjeden innsats å forbedre det faglige verktøy betydelig. Imidlertid vil også det sterke islett av skjønn sette visse begrensninger for hvor langt en kan og bør gå.

5.3 Krav til vannmengder og -kvalitet

5.3.1 Definisjoner

Mengde og kvalitet av en vannforekomst er en vesentlig del av dens bruksverdi (men utgjør på langt nær verdien alene, jfr. diskusjonen om miljøindikatorer).

Før vi diskuterer problemene, er det nødvendig med avklaring av en del begreper. Fig. 11 illustrerer et "hierarki" for begrepene. Detaljerings- og nøyaktighetsgraden øker innover mot sentrum i sirkelen.

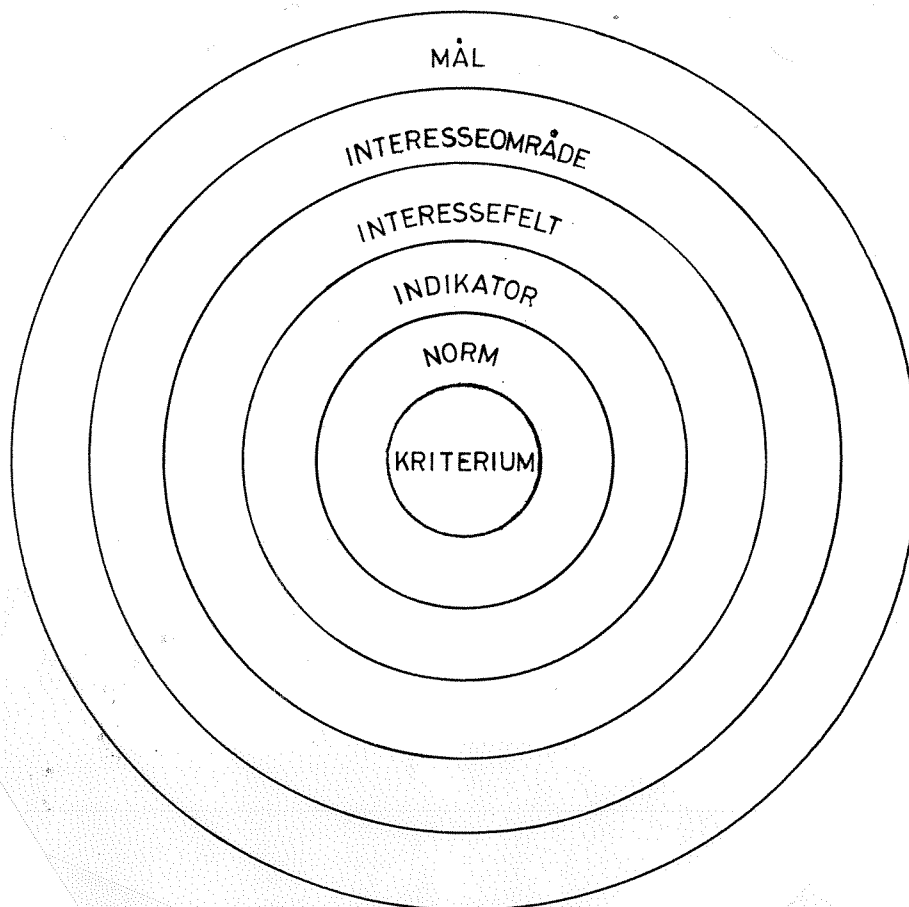


Fig. 11. Hierarki for karakterisering av vannkvalitet.

Nøyaktighet og detaljeringsgraden øker innover mot sentrum.

De største sirklene er behandlet tidligere. Under dette kapittelet hører begrepene standarder, normer og kriterier. Definisjonene på neste side er vedtatt av OECD (21).

Betegnelsen standard brukes ved tilknytning til forvaltningsvedtak, dvs. verdier er knyttet direkte til lov, forskrift eller konsesjon. Betegnelsen norm (eller retningslinje) brukes for veiledende verdier, f.eks. for laks' og ørrets praktiske tålegrenser overfor tungmetaller. Begrepet kriterium angir et hvilket som helst forhold mellom påvirkning på f.eks. laks og ørret, og utslipp av tungmetall uansett om påvirkningen er akseptabel eller ikke (se fig. 12).

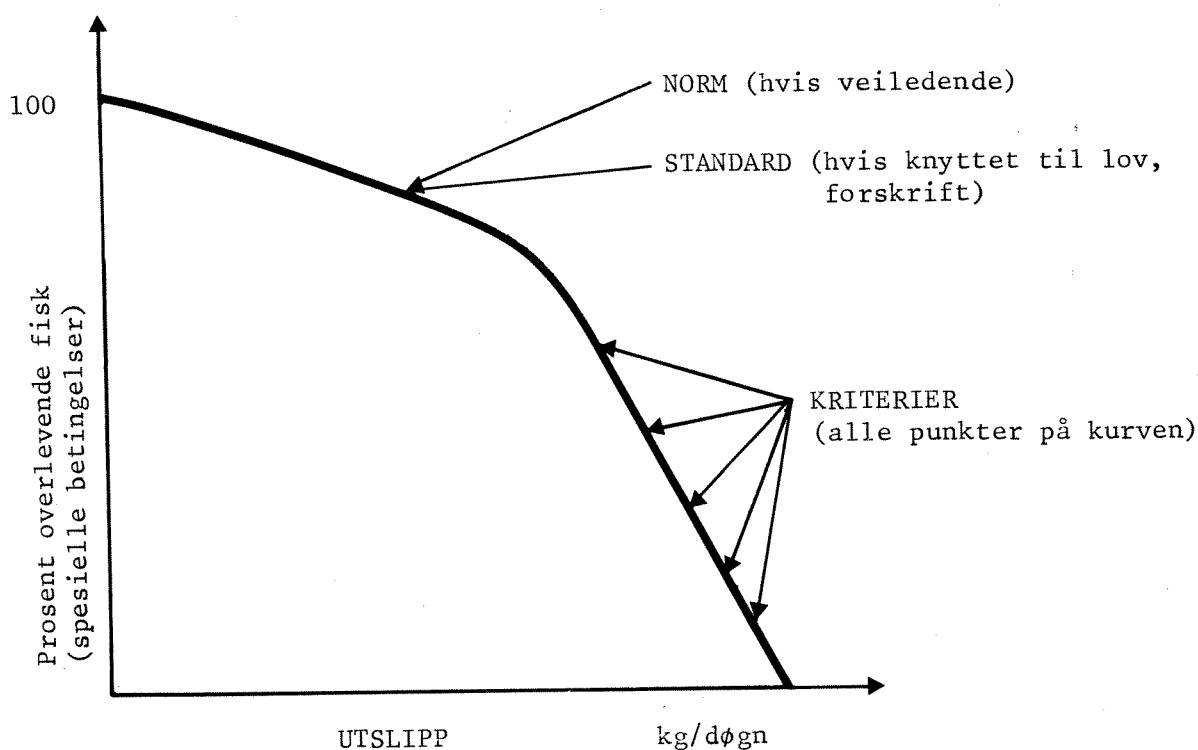


Fig. 12. Standarder, normer, kriterier - teoretisk eksempel for begrepsavklaring.

Det er videre 3 grupper av betegnelsene ovenfor. Vi har f.eks. miljøstandarden, utslippsstandarden og produktstandarden. En miljøstandard trekker med lovs hjemmel opp grenser for stoffer i resipienten, en utslippsstandard grenser for utslipp til resipienten, og en produktstandard gjelder regler om selve pro-duktet, f.eks. bestemmelser om fosfatinnhold i vaskemidler.

5.3.2 Problemstillinger

Brukerinteresser stiller selvsagt krav til både kvantitet og kvalitet. (Graden av kvalitetsavhengighet er angitt i brukermatrisen, se fig. 8.)

De sterkt kvalitetsavhengige brukerinteresser (vannforsyning, rekreasjon og fiske) er alle direkte avhengig av volum. Kvantitetstiltak er absolutt aktuelle som alternativer og supplement til f.eks. utslippsreduksjoner (påbudte minstevannføringer vs. økte rensekostnader).

En drøftelse av de forskjellige brukerinteressers kvalitetsavhengighet er gitt i NIBR's rapport "Konsekvensanalyse ved vassdragsplanlegging" (13), som ble utført i forbindelse med landsplanarbeidet.

For vannressurser er normer først og fremst aktuelle for kvalitet. Generelle verdier for kvantitet er ikke aktuelle, da disse er 100 prosent stedsavhengige. Det er ikke mulig å sette opp normer for hvor mye vann laks og ørret trenger uten å knytte kravene til et konkret vassdrag.

Diskusjonen av kvalitetsnormer kan ta til ved å stille opp følgende spørsmålsrekke:

- a) Bør vi i det hele tatt ha normer?
- b) I tilfelle hvilket system skal velges?
- c) I tilfelle hvilke normer skal brukes for forskjellige interesser?
- d) Hvilke verdier skal velges?

Ut fra diskusjonen om miljøindikatorer skulle svaret på spørsmål a) bli et ubetinget ja. (Normer kan betraktes som underordnet indikatorer, fig. 12.)

I den tekniske og særlig naturvitenskapelige del av VRF bør normer bli rygg-raden i arbeidet og det ene brokar mot samfunnskunnskapen. Riktig fastsatte verdier gir teknisk - og naturvitenskapelig sektor konkrete referanser for arbeidet med å sørge for renere vann. Arbeid med bekjempelse av vannforurensninger - streben etter renere vann - kommer i et underlig lys uten indikasjoner på hva rent vann er og hvor rent vi ønsker det.

Den politiske sektor vil gjennom normer som beskriver brukerinteressene, få et mye bedre begrep om hva det tas sikte på å oppnå med tiltak, og hvor vidt tiltakene har svart til forventningene.

Det må med en gang innrømmes at det er betydelige vanskeligheter i forbindelse med valg av type normer og nominelle verdier av disse. Enkelte av vanskelighetene er drøftet nedenfor. Det er meget lett å kritisere en norm, isolert sett, men det må kunne slås fast at hensiktsmessig valgte normer i ethvert tilfelle er bedre enn ingen normer i det hele tatt.

Både St.meld. 107 for 1974-75 (Landsplanen) (11) og St.meld. 44 for 1975-76 (12) gir klart uttrykk for ønskeligheten av å innføre miljønormer. Fra St.meld. 44 siteres:

"Departementet tar sikte på mer omfattende bruk av veiledende miljøstandarder^{x)} som grunnlag for rensekrav og tiltak. Arbeidet med forurensningsproblemene tar utgangspunkt i de skader og ulemper som oppstår ved for høye konsentrasjoner av forurensende stoffer i miljøet. Det generelle siktemål er å redusere konsentrasjonene til et nivå som ikke medfører uønskede skader eller ulemper, og som gir en forsvarlig sikkerhetsmargin. Bruk av miljøstandarder bidrar til å sikre en ønsket miljøkvalitet, og til å unngå at det stilles strengere utslippskrav enn nødvendig for den bruk man vil gjøre av resipienten."
(Uthevningen foretatt av NIVA.)

x) Bruk av ordet standard harmonerer ikke med definisjonene i denne utredningen. Det påpekes i meldingen at miljøbeskrivelsene skal ha veiledende status; ordet norm dekker således innholdet i sitatet fra meldingen.

5.3.3 Veiledende miljøbeskrivelser

Bruken av ordet norm indikerer at beskrivelsene bør være veiledende.

Ønsket om bare veiledende status for miljøbeskrivelser skyldes flere forhold. For det første er det ingen lett oppgave å beskrive brukerinteresser, hverken med vitenskapelige data eller utsagn. Det er ingen terskel som må overskrides for at brukerinteressene skal være tilfredsstillet. Det er eksempelvis ikke slik at vann med siktedyp på mindre enn 1,5 m ikke kan brukes til bading mens siktedyp større enn 1,5 m er førsteklasses badevann. Under 1,5 m siktedyp kan oppfattes som flott badevann hvis bare breslam er årsaken til turbiditeten. Hvis kloakkutslipp er årsaken, og de badende er seg dette bevisst, kan langt større siktedyp være, eller i det minste oppfattes som dårlig badevann. Oppfattelsen varierer også med tilgjengeligheten. I nærområdet kan lavt siktedyp aksepteres mens det ute i fritidsområdet ved kysten overhodet ikke kan godtas.

Brukerinteressene vil som nevnt variere over tid, ved eksempelvis at det legges stadig større vekt på rekreasjon. Med disse variasjoner vil også normenes verdier endre seg.

Normene bør videre endres etter hvert som ny kunnskap kommer til, og de bør kunne endres uten tungvinte formelle prosedyrer som lov- og/eller forskrifts- endringer.

Et annet viktig moment for ikke å bruke standarder er de uoverstigelige vanskeligheter som melder seg hvis slike skal brukes som et praktisk verktøy i VRF. Vanskelighetene skyldes særlig problemene med å fastsette sammenhenger mellom utslipp og virkninger i resipienten og den senere fordeling av de fastsatte utslippsreduksjoner på kildene.

I (12) er det slått fast at miljøbeskrivelser ikke skal være juridisk bindende. Videre understrekes behovet for fleksibilitet.

5.3.4 Generelle krav til normer

Normer bør utformes under hensyntagen til følgende:

1. Normene bør være operasjonelle

Dette betyr at de må kunne knyttes til objektive målinger og observasjoner (f.eks. innhold av total fosfor og visse metaller). De må være enkle, lesbare og bør med enkle forklaringer forstås av ikke-fagfolk.

2. Normene må til en viss grad være fleksible geografisk og kunne tilpasses nasjonale, regionale og lokale forhold

Geografisk tilpasning er viktig, men må skje med en viss forsiktighet. En individuell normsetting kan utvanne hele systemet. Normer fastsettes primært på grunnlag av brukerinteressene og tilstanden i det aktuelle vassdrag. I noen tilfeller er det brukerinteressen som fullt ut fastsetter normen (vannforsyning), mens normer for rekreasjon vil være mer stedsavhengig. Problemstillingen vil være forskjellig i sterkt belastede og overveiende rene vannforekomster. I det første tilfelle er det aktuelt å komme ned på akseptable belastningsnivåer, mens målet i det andre tilfellet ofte vil være å beholde vassdraget rent. Rigid bruk av normer kan her friste til å "fylle opp" resipientkapasiteten hvis tilstanden er langt bedre enn normene tilsier. Dette er en farlig politikk, og denne potensielle misbruk av normer må en være oppmerksom på.

3. Normene må være fleksible over tid

Normer må revideres når praktisk og teoretisk viten tilsier dette. Arbeidet med normer må gis en kontinuerlig karakter. Det bør legges opp revisjonsrutiner (f.eks. hvert 5. år) hvor ny viten, erfaringer fra undersøkelser innpasses. Det vil da være mulig stadig å få bedre kvalitetskrav.

4. Normene bør bestå av målte så vel som av mer generelt beskrivende utsagn

Målte verdier bør være kjernen i normene, men de bør suppleres med beskrivende utsagn. Slike kan eksempelvis bestemme at det i et vassdrag ikke skal forekomme:

- sjenerende lukt
- flytende stoffer, materialer som virker estetisk skjemmende
- misfarging, skum, oljeflak o.l.

5. Normene bør kunne graderes for å beskrive i hvilken grad brukerinteressen er tilfredsstilt

Da det ofte ikke vil være mulig å tilfredsstille alle brukerinteressene 100 prosent, er en gradering av mål-oppnåelsen nødvendig. Det vil sjelden være aktuelt med en enten/eller situasjon (unntatt kanskje drikkevannsforsyning) (22). Et annet interessant spørsmål er hvor vidt det bør være et sett absolutte maksimale grenser som ikke må overskrides uansett brukerinteressene. Dette skulle for så vidt

ikke være nødvendig og heller ikke ønskelig. Graderingen vil gjøre dette unødvendig. Det er mer praktisk å bruke forbud/grenseverdier på effluentsiden. De naturlige bakgrunnsverdier for enkelte stoffer vil komplisere slike forbud i resipienten.

6. Valg av parametre må ta primært utgangspunkt i anvendbarheten for å beskrive vannforekomster, men også ta hensyn til aktuelle effluentnormer (standarder)
7. Normene må inneholde anvisninger om hvor vidt de representerer absolutte maksimalverdier, om overskridelser kan tillates x prosent av tiden, under hvilke vannføringsforhold de gjelder m.v.

P.g.a. store variasjoner i vannføringer og utslipp kan parametre variere svært mye. En absolutt verdi som ikke må overskrides, kan være for rigorøs. Normene bør ledsages av beskrivelser. Viktige grunnlagsdata vil være varighetskurver for vannføring (angir sammenheng mellom varighet av vannføring i prosent av tiden og prosent vannføring av middelvannføring). Normene kan gjøres fleksible ved å utarbeide kravkurver som angir sammenheng mellom verdi og prosent tidsvis overskridelse av denne verdien.

I Sverige har Statens Naturvårdsverk (23) utgitt veiledende normer (bedømningsgrunder) basert på gradering av brukerinteressene. I fig. 13 er det etter mønster fra (23) satt opp et skjema som kan tenkes brukt i et konkret vassdragsavsnitt. Etter en analyse av forskjellige konsekvenser er det fastsatt et sett graderte brukerinteresser gjennom en politisk prosess. Det aktuelle sett av normer fremkommer da ved sammensetningen av de strengeste enkelt-normene for de forskjellige interesser.

I vedlegg II er det finske klassifikasjonssystemet for forurensningsgrad gjengitt og med tilhørende tilpasning til forskjellige brukerinteresser.

Mangelen på operative kvalitetsnormer må sies å utgjøre ett av de svakeste ledd i beslutningsrekken. Mangelen representerer også en alvorlig logisk brist i VRF. Det bør være en viktig og høyt prioritert oppgave å utarbeide et operasjonelt normsystem for norske vannforekomster. Det vil her være nødvendig med et intimt samarbeid mellom forvaltning og fagmiljøer. Normenes operasjonelle karakter krever en slik nøye koordinering.

BRUKERINTERESSE	GRADERING ETTER MÅLOPPNÅELSE 4 KLASSE						MÅL FOR GRØNELV (A-B)	NORMER FOR VANN-KVALITET I GRØNELV ELV: STREKN. A-B
	RÅVANSKVALITET/AKTUELT RENSNIVÅ							
1 VERNEOMRÅDER								BESKRIVENDE
2 VANN-FORSYNING	KOMMUNALT	ENKEL V1	NORMAL V2	OMFATTENDE V3	EKSTRAORDINÆR V4			
	INDUSTRI	-	-	-	-		FYSISKE : ▲ ▲ ▲ ▲	
	JORDBRUK	-	-	-	-		▲ ▲ ▲ ▲	
3 REKREASJON	BADING	ØNSKELIG B1	AKSEPTABEL B2	TVILSOM B3	IKKE AKSEPTABEL B4			
	FISKE BÅTSPORT O.A.	LAKS/ØRRET F1	ANNET FISKE F2	TVILSOM F3	IKKE AKSEPTABEL F4		BAKTERIOLOGISKE: ▲ ▲	
4 YRKESFISKE, DAMBRUK OG BIOLOGISK PRODUKSJON	LAKS/ØRRET F1	ANNET FISKE F2	TVILSOM F3	IKKE AKSEPTABEL F4			BIOLOGISKE : ▲ ▲ ▲	
5 LANDSKAPSVERN								
6 ENERGIPRODUKSJON								KJEMISKE : ▲ ▲ ▲ ▲ ▲ ▲
7 TRANSPORTÅRE								
8 FLØMDEMNING								
9 RESIPIENT								
	FORURENSNINGSGRAD							
	LITEN A1	MODERAT A2	BETYDELIG A3	STERK A4		A1		



Gradering ikke aktuell.

Fig. 13. Fastsettelse av kvalitetsnormer - teoretisk skisse.

Det er forutsatt en avveining mellom brukerinteresser med forskjellige grader av måloppnåelse (kolonne "mål for Grønelv (A-B)"). Til høyre tenkes satt opp de aktuelle normer som de strengeste enkeltverdier eller beskrivelse av hver brukerinteresse.

5.4 Hva må gjøres?

5.4.1 Generelt

Med utgangspunkt i et sett normer for mengde og kvalitet stiller vi oss spørsmålet: Hva må gjøres for å oppnå/beholde de tilstander vi ønsker/har?

Svaret består ikke i hvilke tekniske løsninger vi skal sette inn, men hvilke endringer i materialstrømmer (tilførsler av organiske stoffer, næringssalter m.v.) og eventuelt vannmengder som er aktuelle. For å finne dette svaret er kunnskap om forholdet mellom inngrep og respons helt sentralt. Har vi en slik tenkt kurve som på fig. 13, gir de aktuelle normene svar på vårt spørsmål.

Inngrep-/ respons problemene står helt sentralt i VRF og representerer i de fleste tilfeller det kritiske ledd i beslutningskjeden. Uten visse kunnskaper på dette feltet er det vanskelig å forvalte vannressursene på en forsvarlig måte.

To typer basiskunnskaper er nødvendige for å kunne arbeide med inngrep-/ respons problemene: Kunnskap om tilstanden (boks 4 A), og de inngrep (boks 4 C) som vannforekomsten er utsatt for i form av fysiske inngrep, utslipp m.v.

5.4.2 Inngrep

Ifølge (24) kan forandringer i vannforekomst skje på tre prinsipielt ulike måter.

- a) Fysiske, strukturelle forandringer
(Dammer, havner, terskler, forbygninger m.v.)
- b) Endringer i organisme-antallet
(Fiske, akvakultur m.v.)
- c) Endringer i materialstrømmene
(Utslipp, diffuse tilførsler, økt erosjon p.g.a. endret arealbruk, luftbårne forurensninger m.v.).

Registreringsproblemene ligger i punkt c). En oversikt over mengder av tilførte stoffer og hvor de kommer fra, er utgangspunktet for et økonomisk og rasjonelt angrep på forurensningstilførslene. Et godt eksempel på en presentasjon av forurensningstilførsler egnet i VRF er vist i fig. 14a og b som er et utsnitt av en figur i Avløpssambandet Nordre Øyerens rapport om vassdragsovervåkning i Akershus (25).

Figuren kombinerer på en utmerket måte de faglige og organisatoriske aspekter. Det faglige er representert ved avgrensning etter nedbørfelt og inndeling etter forurensningskomponenter (BOF_7 , fosfor og nitrogen). Det organisatoriske er tatt vare på med inndelingen etter kommunegrenser i nedbørfeltet og tilbakeføring av tilførslene til forskjellige kildetyper (landbruk, industri m.v.).

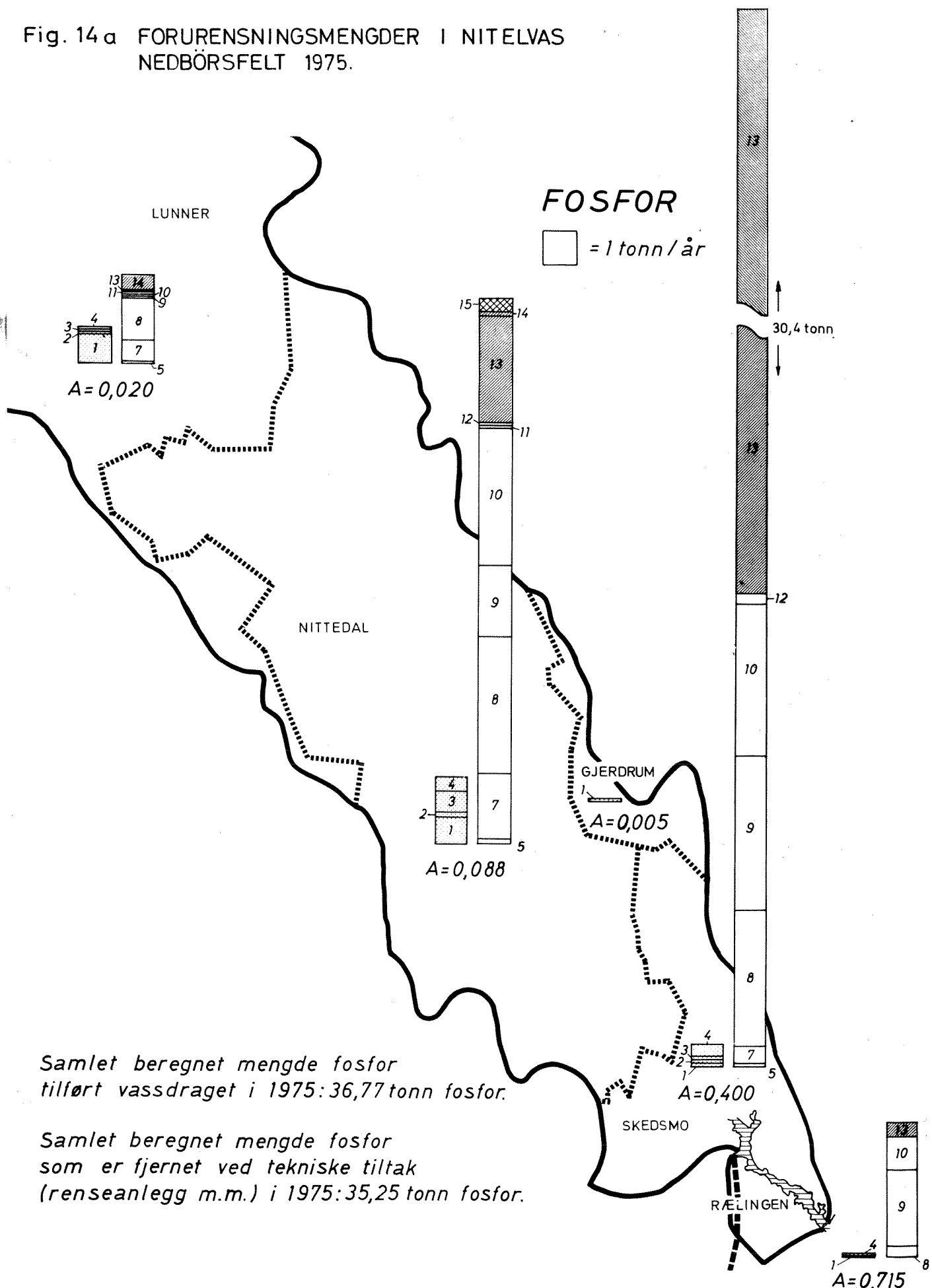
Begrepet tilføringsgrad til renseanlegg (26) står sentralt i arbeidet med kartlegging av forurensningstilførslene. Langt fra alle forurensninger som skapes i et område, føres fram til renseanlegg. Materialstrøms-analyser tar sikte på å belyse hvor de ulike forurensninger som skapes, tar veien.

5.4.3 Tilstand

Tilstanden i vannforekomsten må være kjent idet denne reflekterer et punkt på inngrep-/responskurven: Dagens situasjon. Behovet for undersøkelser over tid gir teoretisk flere punkter på kurven og større kunnskap om hva vi oppnår ved ulike tiltak. Både i lavt og høyt belastede områder (små v.s. store brukerkonflikter) er tilstandsobservasjoner fundamentale. Dette gjelder både før, under og etter tiltak. Etter tiltak kan tilstandsregistreringer betegnes som overvåking eller effektregistrering.

I praksis vil en konkret resipientundersøkelse fylle flere oppgaver i beslutningsrekken. Kun i isolerte, mindre områder er det mulig å sette et skarpt skille mellom undersøkelser som tar sikte på å belyse tilstand (4 A), inngrep/respons (4 B) og effektregistrering (7, Overvåkning). I større vassdrag vil undersøkelser dekke alle tre behov idet tiltak er spredt over et lengre tidsrom, belastninger endrer seg m.v. Disse forhold understreker

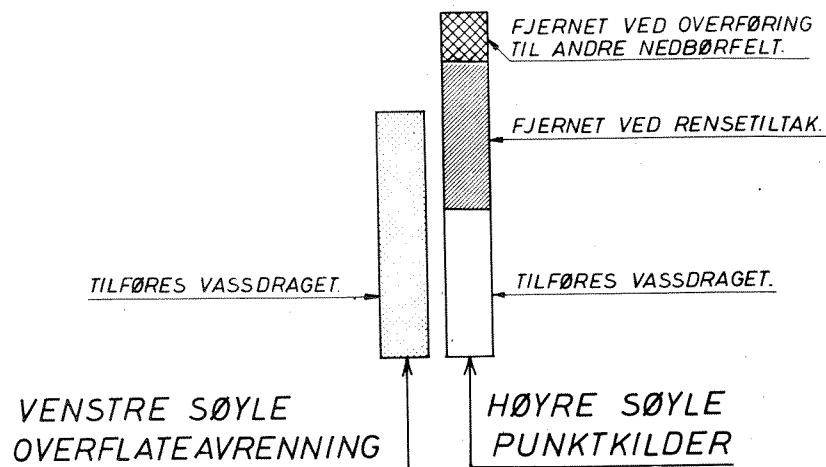
Fig. 14 a FORURENSNINGSMENGDER I NITELVAS NEDBÖRSFELT 1975.



Samlet beregnet mengde fosfor tilført vassdraget i 1975: 36,77 tonn fosfor.

Samlet beregnet mengde fosfor som er fjernet ved tekniske tiltak (renseanlegg m.m.) i 1975: 35,25 tonn fosfor.

Fig. 14 b FORURENSNINGSMENGDER I NITELVAS
NEDBØRSFELT 1975.
Figurkode



Post nr.	KILDE	Antatte maksimale feil i % av de oppgitte mengder.		
		N	P	BOF ₇
1.	BAKGRUNNSAVRENNING SKOG.	50	5	—
2.	BAKGRUNNSAVRENNING LANDBRUK.	50	5	—
3.	GJØDSEL.	10	10	10
4.	AVRENNING FRA TETTE FLATER.	50	50	50
5.	SILØ.	10	10	10
6.	HALMLUTNING.	5	—	5
7.	SPREDT BEBYGGELSE.	10	20	10
8.	BEBYGGELSE SOM SKAL TILKNYTTES RENSEANL.	10	20	10
9.	LEKKASJER VED OVERLØP M.M.	50	50	50
10.	UTLØP RENSEANLEGG.	10	5	5
11.	AVFALLSDEPONIER.	100	100	100
12.	INDUSTRI UTENOM KOMMUNALT NETT.	5	5	5
13.	FJERNET I KOMMUNALT RENSEANLEGG.	—	10	10
14.	FJERNET I PRIVATE RENSEANLEGG.	—	10	10
15.	FJERNET VED OVERFØRING TIL ANDRE NEDB.FELT	20	20	20

Mengdene innenfor disse postene er beregnet på grunnlag av statistikk, utslippskontroll og en del definerte forutsetninger.

A = Samlet beregnet mengde tilført vassdraget, regnet som tonn pr. km² i den enkelte kommune.

behovet for kontinuitet i undersøkelsene. Kunnskaper over en tidsperiode er viktige for å få tak i trenden i utviklingen. Korttids-undersøkelser kan lett gi lite representative data p.g.a. unormale klimatiske forhold, unormale nedbørforhold, spesielle utslippsforhold m.v. (bedriftsstans, akutt forurensning m.v.). Skulberg har drøftet dette nærmere i (27). Videre vises til Vedlegg 4 i (11) og til NIVA's forslag til nasjonalt program for undersøkelse av resipienter (28).

5.4.4 Inngrep - respons

I utgangspunktet kan denne sammenhengen bestemmes på to måter:

1. Sette inn tiltak og deretter måle virkninger (prøve-/feilemetoden i skala 1:1).
2. Utvikle metoder for å forutsi virkninger før tiltak settes inn.

Den første angrepsmåten er logisk sett selvfølgelig forkastelig, men p.g.a. usikkerheten i faglig grunnlag, mangel på normer m.v., skjer dette i for stor grad. De enkelte avgjørelser blir å basere på skjønn. Teknisk/økonomisk overkommelige tiltak vil i stor grad være retningsgivende. ^{x)}

Det er klart at mer optimal VRF egentlig forutsetter at virkningene ved tiltak bør kunne forutsies. En stor del av forskningsvirksomheten er da også konsentrert om dette området, og reflekterer hvor viktige og sentrale inngrep-/respons spørsmålene er.

Forskjellige angrepsmåter for å forutsi virkninger er aktuelle:

- a) Beskrivende undersøkelser som grunnlag for skjønn
- b) Eksperimentelle undersøkelser (undersøkelser i felt, laboratorium)
- c) Historisk metode (parallele tilstands- og belastningsbeskrivelser bakover i tiden)
- d) Modeller (empiriske og matematiske modeller).

x) I en slik situasjonsbeskrivelse ligger ingen nedvurdering av faglig kompetanse på området, men den understreker de uhyre komplekse problemene med å kvantifisere forandringer i økosystemene når de ytre påvirkninger varierer.

En drøftelse av de forskjellige metoder vil føre for langt. Her skal bare punkt c) og d) ovenfor kommenteres. Dette er angrepsmåter som har vært forholdsvis lite brukt i Norge.

5.4.5 Historisk metode

Den historiske metode består i en systematisk undersøkelse av tidligere forhold i resipienten og tilsvarende endringer i utslippsmengdene.

"På land" fremskaffes en utslippskurve bakover i tiden basert på befolkningsutvikling, utvikling av sanitær-teknisk standard, industrihistorie m.v. for noenutvalgte parametre. I resipienten systematiseres alle data om fortiden. Både vitenskapelige undersøkelser og sammensetning av brukerinteresser må tas med. Da særlig omfattende undersøkelser over lang tid (70 - 80 år) er meget sjeldne i Norge (unntatt i særlig interessante resipienter som f.eks. Oslofjorden og Frierfjorden), må en i stor grad hente opplysninger på annen måte. Dette kan eksempelvis gjøres ved å undersøke følgende kilder:

- Historiske data (årbøker fra fiskeri- og friluftsjoner m.v.)
- Avisutklipp
- Klager til aktuelle forvaltningsorganer (helseråd)
- Intervjuer med folk som har bodd lang tid ved resipienten.

Ved en systematisk og statistisk holdbar bearbeiding av disse data bør man kunne få meget gode holdepunkter for når vannet var "rent" og derved få et uhyre viktig (vel det viktigste) punkt på utslipp-/responskurven fordi en her får en direkte sammenheng mellom de forskjellige brukerinteressers opplevelse/oppfatninger og belastningsnivået. Forutsatt at dataene var relevante, ville riktige normer være innebygget i svarene metoden gir.

Fig. 15 belyser metoden. De to øverste (a) b)) kurvene er resipientorientert, mens c) gjelder belastningsforløpet bakover i tiden. Se for øvrig kommentarene til fig. 15.

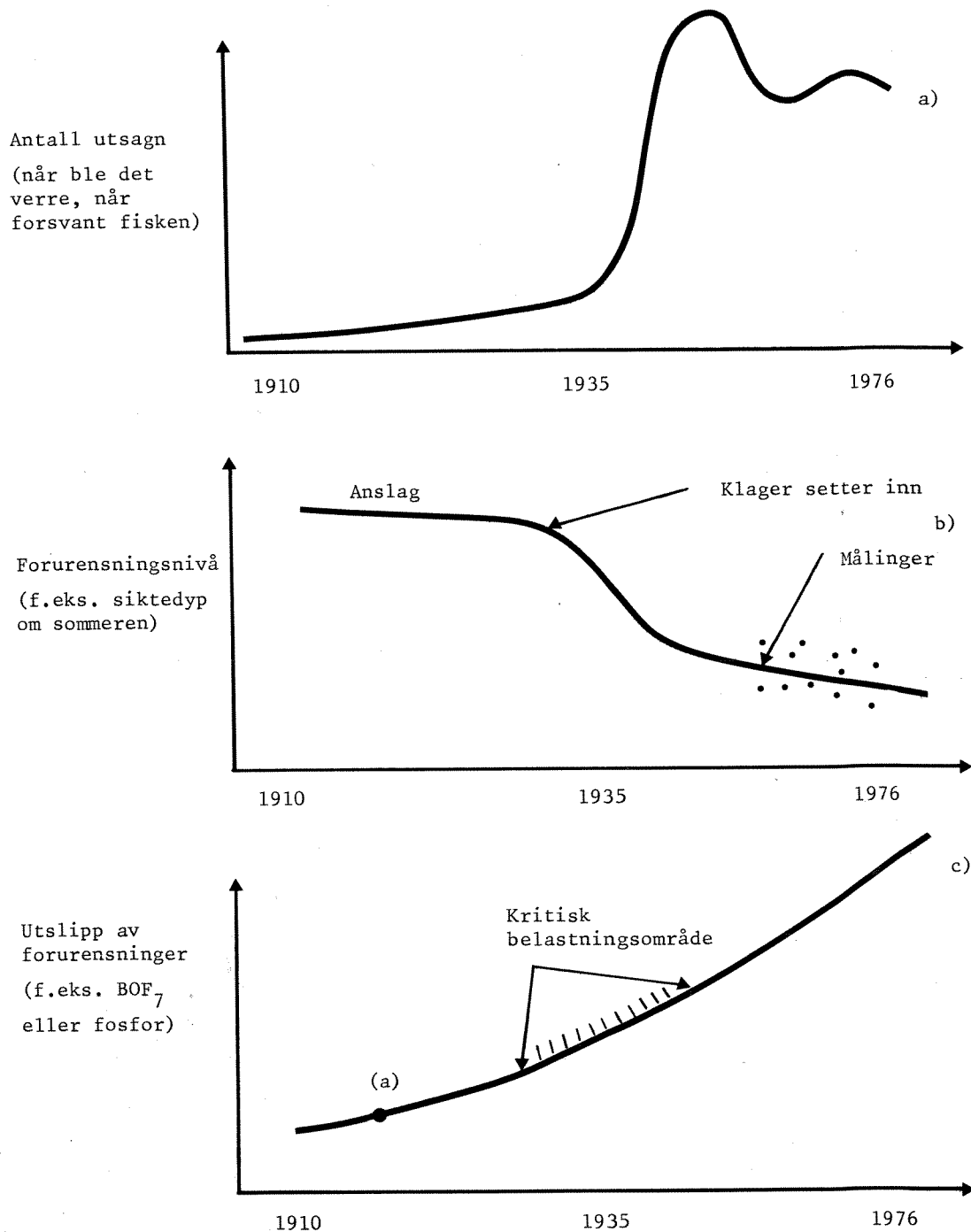


Fig. 15 (a-c). Historisk metode for å belyse sammenheng mellom påvirkning og respons.

Fig. 15a viser bearbeiding av en tenkt intervju-undersøkelse av eldre mennesker. Aktuelle spørsmål kan være: - Når mener du forurensningen begynte? - Når forsvant ørreten fra bekken? - Når ble det dårlig badevann? m.v. Fig. 15b viser antatt vannkvalitetsutvikling hvor målinger og antakelser er satt sammen. Fig. 15c viser belastningsforløpet bakover i tiden.

Kurvene indikerer at drastiske endringer skjedde i tiden 1930-1935 hvor vannkvaliteten gjorde et stort sprang "nedover". Belastningsnivået på dette tidspunkt, sammenholdt med normer for kvalitet, tilsier at man bør ned på utslippsnivået i 1915; dvs. punkt a på fig. 15c.

Den historiske metode har vært brukt flere steder. I Mjøsa har NIVA foretatt vurderinger av eutrofitilstanden på bakgrunn av tidligere undersøkelser og subjektive vurderinger bl.a. på bakgrunn av spredte intervjuer (29). Systematisk er metoden blitt brukt innenfor SNSF-prosjektet (Sur Nedbørs virkning på Skog og Fisk).

I Finland (7) er forventet vannkvalitet i 1980 etter gjennomføring av den nasjonale tiltaksplan sammenholdt med antatte forhold for ca. 100 år siden. I Stockholm (30) er det systematisk med tidligere undersøkelser og parallelle utslippstilbakeskrivninger som basismateriale gjort prognoser for effekten av ulike fremtidige tekniske alternativer. Kjeden fosforinnhold-primærproduksjon-siktedyp i resipienten er brukt.

Det er et spørsmål om ikke slike systematiske "historiske" metoder bør gå inn som en rutinedel i enhver resipientundersøkelse med siktemål å belyse forholdet mellom utslipp og respons. Med de øvrige usikre og ressurskrevende metoder som er tilgjengelige innenfor dette problemområdet, er det imidlertid et spørsmål om ikke en slik metode i enkelte tilfeller kan gi bedre og mer direkte svar på enkelte viktige spørsmål enn f.eks. omfattende bruk av matematiske modeller med biologiske og kjemiske elementer i seg. Videre vil den form resultatene foreligger i, være lett forståelig for politikere og almenheten. Dette er et moment som absolutt taler til metodens fordel. Metoden er imidlertid ikke ment å skulle erstatte andre angrepsmetoder, men må sees på som et supplement.

Sedimentanalyser kan i enkelte tilfeller brukes til å finne vitenskapelige holdepunkter for resipientutviklingen over et lengre tidsrom. De vil da være verdifulle der hvor undersøkelser i vannet mangler (hvilket oftest er tilfelle). Sedimentanalyser kan være viktige for å vurdere mulighetene for gjenopprettelse av akseptable tilstander. Viktige hendelser kan oppspores og dateres. NIVA har i (31) foretatt sedimentundersøkelser, hvorfra fig. 16 er hentet.

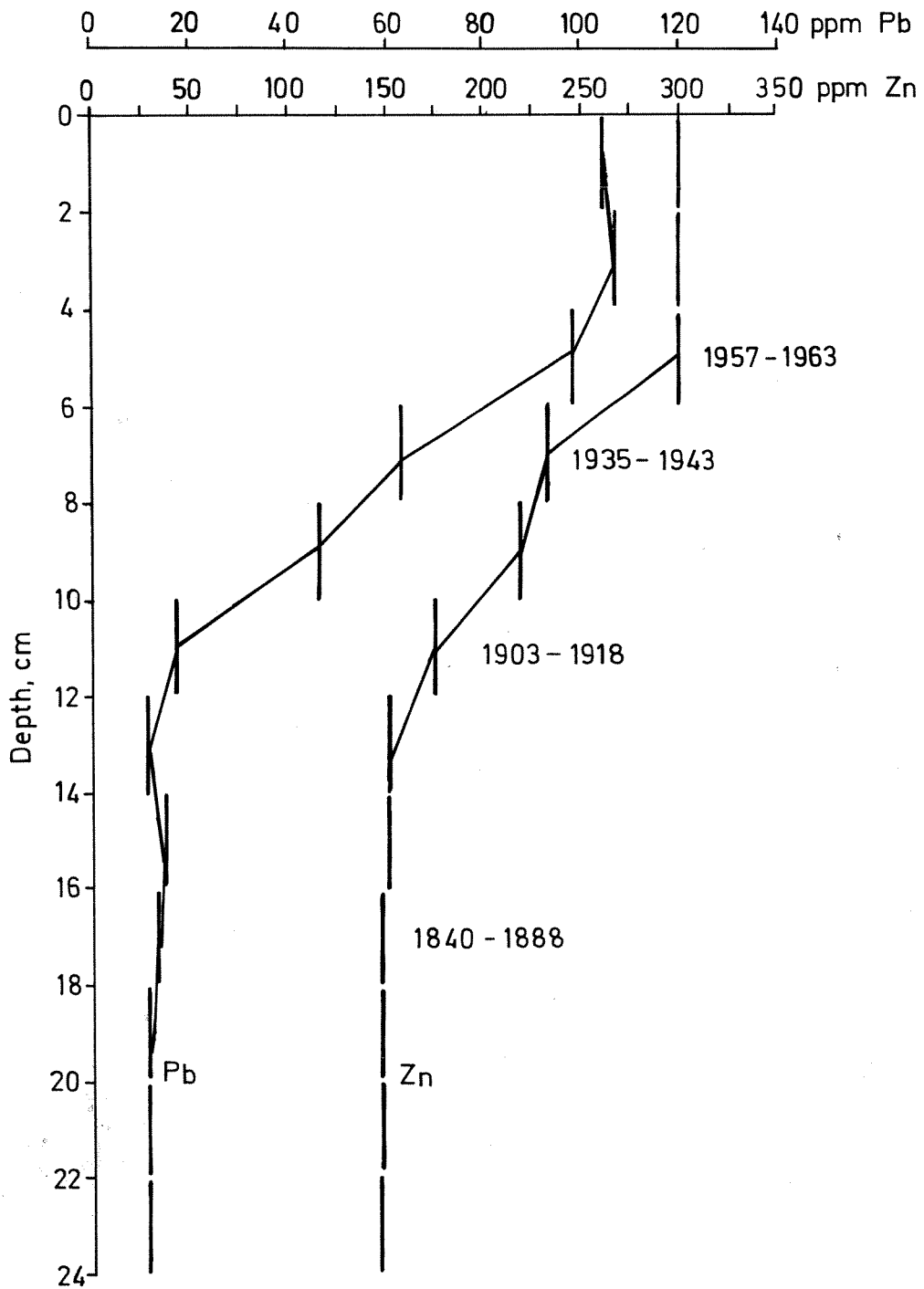


Fig. 16. Vertikalfordelingen av bly (Pb) og sink (Zn) i en sedimentkjerne fra Ranafjorden. Alderen er bestemt ved Pb-210 datering.

5.4.6 Modeller

Bruk av modeller i VRF har fått stor utbredelse de siste årene. Uttrykket modeller nyttes over et vidt felt, men har det til felles at de søker å uttrykke sammenheng mellom en eller flere komponenter ved hjelp av matematiske uttrykk og likninger. Modellene kan være rent kvantitative, begrenset til enkelte stoffer (fosfor, oksygen), eller komplekse økosystem-modeller hvor både fysisk/kjemiske og biologiske parametre behandles. Modellene kan være rent empiriske, eller basert på vitenskapelig underbyggede relasjoner mellom elementer i modellen.

En empirisk modell er f.eks. Vollenweiders relasjoner mellom nærings-saltbelastning og eutrofigrad i innsjøer, avhengig av innsjøenes morfologi og hydrologiske forhold (32). Noe mer kompliserte modeller både av kvalitativ og kvantitativ art fordrer bruk av EDB. Det vil føre for langt å diskutere videre ulike modeller, deres bruk, begrensninger m.v. Visse hovedsynspunkter og refleksjoner kan imidlertid fremsettes:

1. Rene kvantitative (hydrauliske) modeller er godt utviklet og fullt ut operative

Slike modeller nyttes i stor utstrekning ved vannkraft-utbygging og i områder hvor det er knapphet på vann som medium. I et vassdrag med kamp om hver m³ mellom f.eks. rekreasjon, irrigasjon, kraftproduksjon og naturvern, vil slike modeller være svært viktige. Benedini (33) har gitt en god drøftelse av modellens bruk i et slikt område.

2. Komplekse kvalitetsmodeller som omfatter samvirke mellom fysiske, kjemiske og biologiske parametre utgjør ennå ikke et brukbart verktøy

Denne i og for seg kategoriserte uttalelse er det imidlertid god dekning for. I 1974 foretok George Hendrey ved NIVA (34) en studietur til USA og Canada og intervjuet 30 forskere på dette området. For Norge er særlig eutrofieringsspørsmålene interessante. Den modell som synes å være kommet lengst, er innsjømodellen "Cleaner" som er utviklet ved Rensselaer Polytechnic Institute i New York. Imidlertid er heller ikke denne modellen, tross stor innsats, operativ. Modellering av eutrofieringsmekanismer er uhyre komplekst, og vi befinner oss på grensen av vårt kunnskapsområde.

3. Kvalitetsmodellen som omfatter enkelte parametre, kan ha begrenset nytte i konkrete situasjoner

Den klassiske matematiske kvalitetsmodell er Streeter-Pelphs likning for forløpet av oppløst oksygen i elver. Oksygenvinn i elver er imidlertid lite aktuelt for norske forhold. Mer interessante er

oksygen- og fosforbudsjetter (materialstrøms-analyser). NIVA har i (35) brukt en materialstrømsanalyse-modell for fosfor for å belyse sammenheng mellom tiltak og forurensningsvirkninger i Oslofjorden. I (36) har NIVA vurdert fosforkonsentrasjoner i Nitelva som resultat av ulike tekniske tiltak.

4. Bruk av kvalitative matematiske modeller er meget ressurskrevende

For rene kvantitetsmodeller er det relativt gode bakgrunnsdata (vannføringsmålinger fra NVE, meteorologiske data m.v.), mens det for kvalitetsmodeller må utføres et omfattende markarbeid for å finne modellkonstanter, verifisere modellen m.v. Modellene vil være sensitive for enkelte konstanter som vil kreve omfattende målinger for å bedre sikkerheten. Det er videre i liten grad mulig å overføre modeller og konstanter fra ett vassdrag til et annet.

Vi bør generelt være uhyre varsomme med å la modeller innta en sentral plass i faglige avgjørelser. Systemene er altfor komplisert til å la seg beskrive i sterkt forenklet form slik modellene krever. Det må advares mot ukritisk å kaste seg ut i besnærende modellteknikker; man kan gjøre seg selv og andre en bjørnetjeneste hvis andre forskningsområder herved blir nedprioritert.

I alle tilfeller må man trå forsiktig uti. Det må foretas en grundig analyse av hvilke svar modeller kan gi, og med hvilken sikkerhet svarene kan gis. Videre må ressursene som vil måtte gå med, vurderes for å ta stilling til om utbyttet svarer til innsatsen. I ethvert tilfelle bør kvalitetsmodeller i Norge utprøves i liten skala og med relativt få parametre.

Selv om den direkte nytteverdi kan være begrenset, er dog modeller et viktig hjelpemiddel for å bedre forståelsen av prosessene som inngår. Det kan være en riktig strategi her i Norge å "sitte på gjerdet" og følge utviklingen i utlandet. Det har vært satset og satses mye på å utvikle operative modeller. Et gjennombrudd i økosystem-modeller er lite sannsynlig, men kan heller ikke avskrives. Det foregår et internordisk samarbeid i NORDFORSK's regi. Et slikt samarbeid synes å være en gunstig måte å "føle seg fram" på innen et slikt vanskelig og ressurskrevende fagfelt.

Avslutningsvis må understrekes at omtalen av modeller kun omfatter modeller som avspeiler forhold i resipienten. Modeller har stor utbredelse og betydelig nytteverdier på land, f.eks. for systemanalyse av avløpssystemer, modeller for renseanlegg, slambehandling m.v.

5.5 Valg av alternativ

5.5.1 Generelt

I vår analyse er vi nå kommet fram til hvilke endringer i materialstrømmer og vannmengder vi ønsker. F.eks. kan utgangspunktet være at vi i et vassdrag ønsker å redusere fosforutslipp til x tonn/døgn og opprettholde minstevannføringer $y \text{ m}^3/\text{d}$ i en bestemt periode. Problemstillingen blir nå hvordan vi skal oppnå dette.

I fig. 4 får boks 5 "Valg av alternativ" informasjon fra de tre grunnelementene "5A Oversikt over virkemidler", "5B Oppsett av alternativer" og "5C Konsekvensanalyser". Sentral informasjonsstrøm kommer også fra "4 Hva må gjøres" med "underbokser" 4A, 4B og 4C.

Boks 5C utgjør en sentral funksjon. Konsekvensene av de analyserte alternativer må vurderes i sammenheng med de oppstilte mål som eventuelt må endres både hva måloppnåelse og gjennomføringstakt angår (punkt 5.2.5).

5.5.2 Oversikt over virkemidler

Det er viktig i utgangspunktet å identifisere det totale spektrum av virkemidler (check list) som er tilgjengelig. I tabell 5 er det gitt en oversikt over aktuelle kategorier virkemidler. I tabell 6 er de tekniske tiltak inn delt i hovedgrupper, type tiltak og med spesifiserte eksempler.

I en gitt planleggingssituasjon er det imidlertid ikke fritt valg. Mulighetene vil være avhengig av nivå, stilling m.v. Et departement vil ha flere strenger å spille på enn en kommune, eller en teknisk rådgiver. En planlegger på fylkesnivået vil f.eks. ikke være herre over økonomiske og juridiske virkemidler, ei heller over forskning og undervisning eller administrasjon. Videre er det en rekke praktiske hindringer i form av allerede vedtatte tiltak, sektorplaner m.v. En vil alltid sitte igjen med et begrenset spekter. Det er en stor fordel å ha så mange strenger som mulig å spille på, og her kommer organisasjons-spørsmålene inn med full tyngde hva myndighetsfordeling i nedbørfeltet angår. Eksempelvis vil en planlegger på avløps-siden ofte bare ha optimaliseringsmuligheter med begrensede utgangspunkter (vannmengder, gitt utslipssted og rensegrad) mens han ikke har noen muligheter for f.eks. å få gjennomført vannrestriksjoner, påvirket inntakssted

TABELL 5.

VANNRESSURSFORVALTNING

AKTUELLE VIRKEMIDLER

KATEGORI TILTAK	SPESIFISERTE EKSEMPLER
RETTLIGE	Lov Forskrifter Tillatelser Sanksjoner ved overtredelser Erstatningsregler
ADMINISTRATIVE	Oppbygging av forvaltning Størrelse av forvaltning Faglig sammensetning Myndighet- og myndighetsfordeling Saksbehandlingsrutiner
ØKONOMISKE	Tilskott, lån, fondsavsetninger Avskrivningsregler Avgifter (bruker, produkt, utslippsavgifter) Fritakelse for investeringsavgift på miljøvernutstyr
INFORMATIVE	Propaganda Kampanjer Massemedia
FORSKNING OG UNDERVISNING	Utdannelse av konsulenter, driftsoperatører, forvaltningsfolk m.v. Teknisk naturvitenskapelig og samfunnsvitenskapelig forskning
AKTIVITETS- RESTRIKSJONER OG AREALPLANLEGGING	Generell arealplanlegging (fylkes- og generalplaner) Byggeforsbud Etableringskontroll for industri Restriksjoner i nedbørfelt for drikkevann Utbyggingsmønster i tett/spredt utbygging Lokalisering av utbyggingsområder i forhold til resipient
TEKNISKE TILTAK	Se neste side

TABELL 6

VANNRESSURSFORVALTNING
TEKNISKE TILTAK

HOVEDGRUPPE	TYPE TILTAK	SPESIFISERTE EKSEMPLER
FYSISKE FORANDRINGER	VANNKRAFTUTBYGGING FORBYGGINGER TERSKELDAMMER HAVNER M.V.	DAMMER INNTAKSANORDNINGER OVERFØRING TIL ANNET NEDBØRFELT VANNREGULERINGER (Minstevannføringer) HAVNER, KANALER MUDRING TILTAK MOT ISLEGGING DRENERING BYGGING AV LAKSETRAPP
FORANDRINGER I MATERIALSTRØMMER OG DIREKTE I ORGANISMESAMFUNNET	KILDEBEGRENSNINGER	<u>INDUSTRI</u> · Nedleggelse av bedrifter · Produktkontroll/totalforbud for visse stoffer · Produktendringer · Prosessendringer · Vannbesparende tiltak · Resirkulering av stoffer og vann <u>BOLIGER</u> · Vannmåler · Alternativer til vannklosett · Fosfatreduksjoner i vaskemidler · Vannbesparende husholdningsmaskiner <u>LANDBRUK</u> · Driftsendringer · Gjødslingspraksis REDUKSJON I MENGDEN AV FAST AVFALL GJENVINNING AV AVFALL BIPRODUKSJON AV AVFALL
	UTSLIPPSREDUKSJONER	RENSING TILFØRING TIL RENSEANLEGG SLAMBEHANDLING
	LOKALISERING AV UTSLIPP	VALG AV RESIPIENT (JORD/VANN) VALG AV UTSLIPPSSTED ANTALL UTSLIPP UTSLIPPSMÅTE VALG AV SLAMDEPONERINGSSTED
	TILTAK I RESIPIENTEN	SJØRESTAURERING · Oksygeninnblåsing · Sedimentfjerning · Vegetasjonmåling · Utsetting av organismer · Bunntildekking AQUAKULTUR · Utsetting av fisk · Settefiskanlegg
FOREBYGGENDE TILTAK MOT FORURENSNING	AKUTT FORURENSNING KONTINUERLIGE KILDER	SIKKERHETSTILTAK · Krav til lagring, produksjon og transport av forurensende stoffer, olje, fenoler (blow-out) TILLEMPNING AV FYSISKE LØSNINGER · Tiltak mot overvannsfurensning · Sjøpelfyllplasser og barkhauger (Voller, avskjerende grøfter)
TILTAK RETTET DIREKTE MOT BRUKERINTERESSER PÅ LAND		RENSING AV FORSYKNINGSVANN FORBEDRE TILGJENGELIGHET FOR REKREASJON

for vannforsyning, regulering av minstevannføringer, fiskeutsetting m.v. Vi forstår hvor viktig det er med et bredest mulig utgangspunkt, og at det finnes passende forvaltningsorganer som med myndighet kan spille på et vidt spekter av tiltak. OECD har (4) anbefalt at VRF bør planlegges og utføres av organisasjoner som har hele nedbørfelt som operasjonsområde, og som har direkte overkommunal myndighet innenfor en rekke tiltaksområder. Slike organisasjoner er beskrevet i Vedlegg 2, gjeldende for Finland. I Norge er fylket den administrative enhet det er nærmest å tenke på i denne forbindelse.

5.5.3 Oppsett av alternativer

Utgangspunktet for oppsett av alternativer er den påstand at ethvert mål kan nåes på flere forskjellige måter.

Oppgaven blir å koble aktuelle virkemidler slik at de totalt sett gunstigste løsninger for samfunnet kan finnes.

I VRF er det vanlig at det alternativ som kommer til utførelse, er blitt sammensatt av ulike brukerinteressers planer. De enkelte sektorer kan i varierende grad ha utført alternative planer innenfor sin egen sektor. Koordineringen på tvers av sektorene har imidlertid i stor grad manglet. Konfliktene etter gjennomføring er da blitt løst/reduert gjennom modifikasjoner av løsningene. Motstykket til en slik prosess er å utvikle et sett med hensiktsmessige alternativer på tvers av sektorene slik at konfliktene unngås på forhånd.

Virkemidlene i tabellene 5 og 6 kan teoretisk kobles på uendelig mange måter. For i det hele tatt å gi beslutningstakere mulighet for å velge, må det foreligge et rimelig antall realistiske alternativer. Kommentarene om alternativer under punkt 5.2.5 gjelder også for oppsett av alternativ i denne sammenheng. Det er imidlertid den forskjell at alternativene her skal tilfredsstillende de samme mål for vannkvalitet og vannmengder. F.eks. kan en ønsket reduksjon av fosforutslipp oppnås ved tiltakene: a) ytterligere rensing, b) forbedret tilføringsgrad til renseanlegg, c) innføring av fosfatfrie vaskemidler, eller som kombinasjon av a, b og c.

Utvikling av alternativer har fått økt aktualitet i det siste. I forurensningssektoren diskuteres et større utvalg av kilder enn tilfellet var for bare noen få år siden. Det synes å være større vilje til å se mer nyansert på situasjonene. Det tenkes ikke lenger bare på rensing som løsning med en gang vannforurensninger nevnes. Det er også vilje til å se på "tverrfaglige" løsninger som bruk av reguleringer for å dempe forurensningsvirkninger m.v.

5.5.4 Konsekvensanalyser

Våre valgte alternativer bør hver for seg underkastes en konsekvensanalyse. Hvert alternativ vil ha forskjellige virkninger på forskjellige områder. Det er forskjellige kostnader for anlegg og drift, alternativene har forskjellig innvirkning på kostnadsfordeling mellom stat, fylke, kommune, de har forskjellige krav på personellressurser, forskjellig grad av mulighet for å bli gjennomført rent administrativt, de øver forskjellig press på utbyggingsarealer, de har ulike helsemessige konsekvenser m.v.

Deler av konsekvensanalysene har alltid vært gjennomført, - den miljømessige (eg. hensikten med tiltaket) og den økonomiske del. Det er imidlertid nok av eksempler på at de øvrige konsekvenser ikke er blitt vurdert, så som administrative konsekvenser, effekter på andre resipienter som luft og jord.

Vi står igjen oppe i et stort og vanskelig kompleks hvor behovet for en systematisert angrepsmåte er iøynefallende. Som i andre problemstillinger tidligere må vi ta utgangspunkt i et bredt utvalg av konsekvenser (check-list).

NIBR har i rapporten "Konsekvensanalyser ved vassdragsplanlegging" (13) valgt å inndelegge tiltakene i fire nivåer:

1. Nasjonalt nivå
2. Fylkes- og kommunenivå
3. Bedrifts- og husholdningsnivå
4. Andre organisasjoners nivå.

For hvert nivå er tiltaksgruppene satt opp med tilhørende målgruppe (dvs. hvem som i første rekke blir berørt av tiltaket). I en systematisk søken etter konsekvenser er det for hver bruksmåte anvendt en slik fremgangsmåte.

Systemet er illustrert i tabell 7 hvor tiltakene på nasjonalt nivå er inndelt i typer tiltak med tilhørende målgrupper som konsekvensene vurderes for.

Tabell 7. System for konsekvensanalyser. Etter (13).

Nasjonalt nivå "Staten"	
Tiltak	Målgruppe
Arealplanlegging	
- forskrift for oversiktsplaner etter bygningsloven	kommuner og fylker
- landsdelsplaner	fylker
- landsplan for vassdrag	
- verneplan	
Direkte regulering	
- påbud om rensegrad, driftsforhold etc.	kommuner, bedrifter
- forbud mot bruk av visse stoffer	bedrifter
- konsesjonsbetingelser	bedrifter
Økonomiske virkemidler	
- avgift på utslipp	kommuner, bedrifter
- avgift på produkt og råstoff	forbruker
- lån og subsidier til renseltak	kommuner, bedrifter
- returpant	bedrift, forbruker
Diverse	
- rense- og behandlingstiltak i statlig regi	kommuner, bedrifter
- bygging og drift av statlige anlegg og institusjoner	
- statlig forretningsdrift	forbruker
- propaganda og informasjon	forbrukere, kommuner, bedrifter
- forskning og undervisning	fagfolk, eksperter

Ovennevnte kan kalles en administrativ måte å systematisere på. Det kan også tas et faglig utgangspunkt. Hvert alternativ kan da analyseres etter følgende oppsett (fra EPA (37)):

1. Miljømessige konsekvenser
 - Vann
 - Luft
 - Jord
 - Fysiske/kjemiske
 - Økologiske(biologiske)
 - Estetiske
2. Administrative konsekvenser
 - Personellkrav (mengder, kompetanse)
 - Nye stillinger
3. Økonomiske konsekvenser
 - Totale kostnader
 - Fordeling av kostnader (stat, fylke, kommune, forbruker)
4. Sosiale konsekvenser
 - Arbeidskraft
 - Bosettingskonsekvenser
 - Lokalsamfunnet generelt.

Bruk av konsekvensanalyser vil i nær fremtid bli lovfestet i Norge. Både den nye planleggingsloven og den nye forurensningsloven tar sikte på dette (12). Konsekvensanalyser etter planleggingsloven vil ta et bredt utgangspunkt og vil i prinsippet omfatte tiltak som gjelder all arealutnyttelse. Konsekvensanalyser etter den planlagte nye forurensningsloven vil bare ta sikte på å belyse de direkte miljømessige konsekvenser i luft, vann og jord. Konsekvensanalyser etter sistnevnte lov vil imidlertid ikke være aktuelt for alle forurenssende virksomheter. Direkte lovfestet krav vil sannsynligvis bare bli aktuelt for

- virksomhet som vil eller kan gi mengemessig store utslipp,
- utslipp av særlig miljøskadelige stoffer (også ved små utslipp),
- prosjekter som er omfattende eller lite oversiktige,
- når resipienten eller omgivelsene er særlig sårbare eller verneverdige,
- innføring av ny teknologi (oljevirkosomhet),
- prosjekter av prinsipiell betydning.

St.meld. 107 for 1974-75 (11) er et godt eksempel på en konsekvensanalyse som er ført lenger enn vanlig i Norge. Her er (fra den faglige inndeling i fire punkter ovenfor) punkt 1 (miljømessige konsekvenser), punkt 3 (økonomiske konsekvenser) og delvis punkt 4 (konsekvenser for arbeidsmarkedet) gjennomført.

Et interessant problemområde som har vært fremme i den politiske debatt, er hvor vidt forurensningspolitikken virker sentraliserende på bosettingsmønsteret, mens den generelle politiske målsetting er at bosettingsmønsteret i størst mulig grad bør opprettholdes. Denne problemstilling har bl.a. hatt betydning for opmykning av utslippsreglene for spredt bebyggelse. Dette er et godt eksempel på en uoversiktlig, sekundær konsekvens av tiltak.

5.6 Gjennomføring og drift

Selve prosessen prosjektering, bygging og drift skal ikke omtales nærmere. Fasen er et resultat av de planer og forutsetninger som er valgt. Man kan si at prosessen er "uinteressant" i VRF fordi den står isolert og uendret, bare avhengig av teknologisk nivå, og den utvikler seg relativt uavhengig av god eller dårlig planlegging i VRF.

5.7 Effektregistrering

Effektregistrering er en sentral og viktig del av VRF. Denne bør prinsipielt følge samme mønster som konsekvensanalysene - dvs. man tester systematisk om forutsetningene holder og sørger for tilbakekobling i form av bedre planforutsetninger neste gang eller andre steder. Dette er illustrert i fig. 17. Jfr. for øvrig fig. 3.

Disse fasene - planlegging - gjennomføring - effektregistrering - vil gå igjen syklisk, idet effektregistreringen i første rundte vil bli "input" i planlegging av runde 2. (Dette er en teoretisk modell - i virkeligheten glir fasene over i hverandre.)

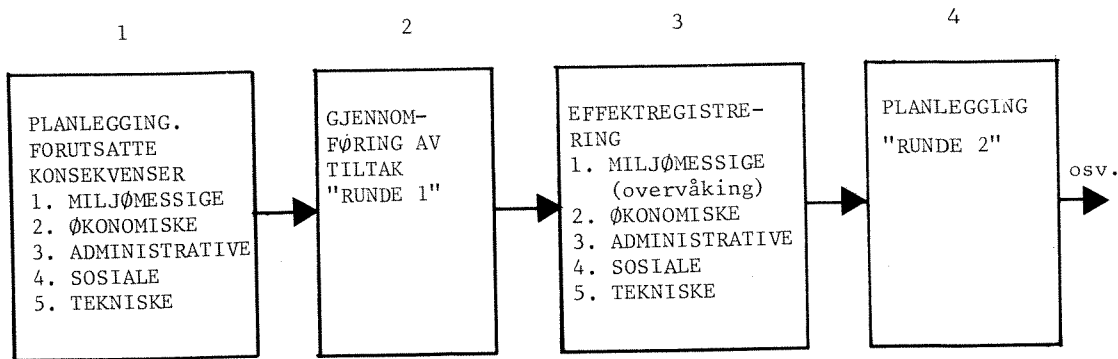


Fig. 17. Planlegging - effektregistrering.

Særlig sentralt står registreringen av de miljømessige konsekvenser fordi tiltakene har miljøet som primært siktemål. På vannsiden tar overvåkningsopplegget, utarbeidet av NIVA (28), nettopp sikte på å registrere utviklingen i vassdragene og bl.a. gi informasjoner for ytterligere tiltak.

Overvåkingen på vannsiden bør imidlertid også omfatte effekten på brukerinteressene. Har en registrert forbedring en forventet effekt på sammensetning og mengdefordeling av brukerinteressene? Kanskje folk fremdeles ikke bader fordi det ikke er alment kjent eller akseptert at vannet er blitt mye renere. Informasjon til brukergrupper om faktiske endringer vil være viktige tiltak for å sikre at de egentlige siktemål, brukerinteressene, nås.

Effektregistrering må skje systematisk og må i prinsippet omfatte de samme elementer som går inn i planleggingen, dvs. være et speilbilde av denne. Hvis ikke dette skjer, vil planlegging ikke få det uunnværlige korrektiv som resultatene av "forsøk i målestokk 1:1" vil være.

I dag skjer slik effekt-registrering innenfor spesielle områder, eksempelvis:

- Kostnadsanalyser av tekniske anlegg danner grunnlag for utarbeidelse av kostnadskurver som brukes i planlegging
- Registrering av driftsresultater som gir teknologien ny erfaring som kommer til gode ved nye konstruksjoner.

Generelt kan det sies at registrering og tilbakekobling er vel utviklet for tekniske tiltak og økonomi. Imidlertid, jo mer diffus konsekvensen er, jo svakere er både planlegging og effektregistrering utviklet. Helt iøynefallende er det hvor svakt overvåking av selve vannet som tiltakene retter seg mot, er utviklet. Uten en systematisk og relativt omfattende overvåking (som også bør omfatte brukerinteressene) kommer milliardinvesteringene i miljøvernsektoren i et underlig lys. Mangelen på systematisk overvåking er imidlertid ikke noe særnorsk problem. OECD (4) hevder at i de åtte land som er analysert i rapporten "Water Management - Policies and Instruments" (Canada, Finland, Frankrike, Vest-Tyskland, Japan og Holland, Storbritannia og USA), er det ikke gjort noe systematisk og alvorlig forsøk på å måle effekten i vannet av iverksatte tiltak. Dette betegnes som en alvorlig mangel, så meget mer som det synes å være et betydelig misforhold mellom mål man satte seg under planlegging og resultatene i praksis.

De tiltak som er satt inn, har i flere land bare klart å holde forurensningene i sjakk. I Frankrike var det i 1969 1500 renseanlegg i drift, og mellom 1969 og 1974 ble 1500 nye anlegg bygget. Allikevel, disse imponerende tall har ikke medført (bortsett fra lokalt) noen merkbar senkning av forurensningene. Dette er skremmende, men heldigvis er det bedre resultater andre steder, f.eks. i Sverige og Finland som hva belastningsnivå angår kan sammenliknes med oss.

Effekten av tiltak vil nemlig avhenge svært av belastningsnivået. Dette er vist sterkt forenklet på fig. 18. Befinner vi oss langt til venstre eller langt til høyre på kurven, kan tiltak få liten virkning. Men ligger vi på den brutte delen av kurven, får vi store utslag ved utslippsøkninger/restruksjoner. Økosystemet er her sensitivt for forandringer.

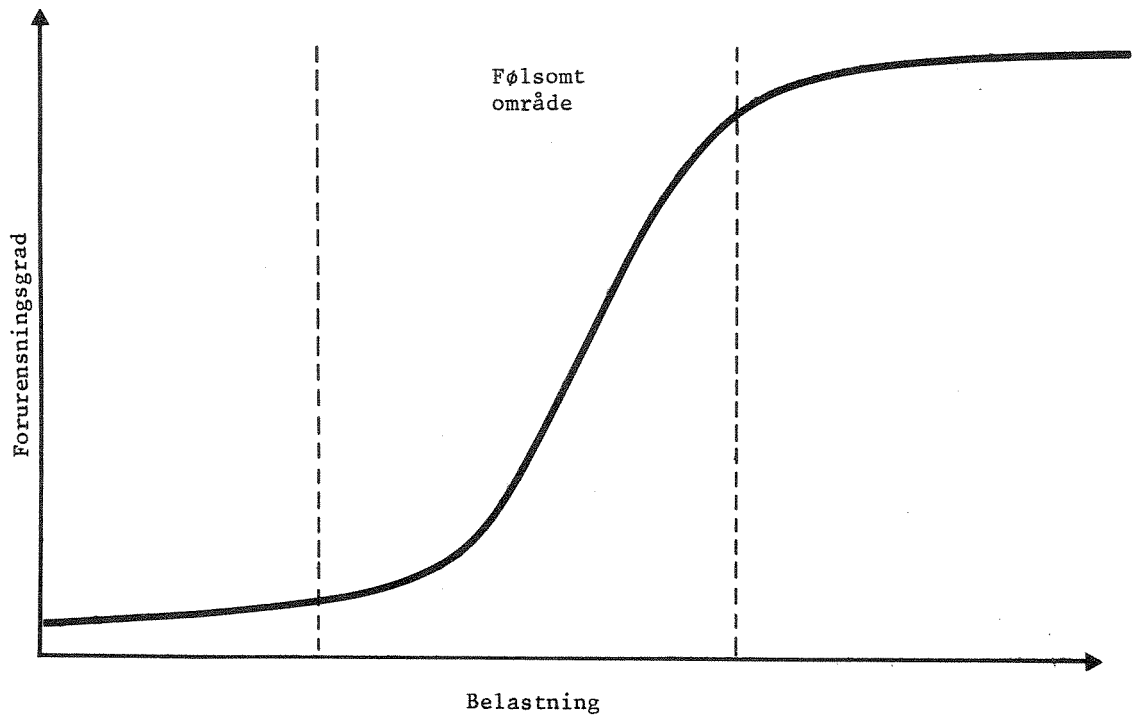


Fig. 18 Sammenheng belastning - forurensningsvirkninger

Figuren forklarer noe av det faktum at tiltak synes å gi større miljømessig gevinst f.eks. i Sverige enn mange steder ellers i Europa, hvor man kjemper med "ryggen mot veggen", og hvor vassdragenes bære-evne er langt overskredet. I enkelte av norske vannforekomster, f.eks. Nitelva, ligger vi sannsynligvis langt til høyre på kurven (36).

6. PERSPEKTIVER PÅ FORSKNINGSBEHOVET

6.1 Generelt

Forskningen i forbindelse med VRF er tidligere definert slik:

"Forskning tilknyttet VRF har som målsetting å forbedre eksisterende og frem-skaffe nye kunnskaper og metoder slik at de avgjørelser som treffes, bygger på et stadig bedre rasjonelt så vel som teknisk-naturvitenskapelig grunnlag".

Faglig sett synes det å være to veier forskningen bør gå:

Helheten, forbedring av de enkelte elementer. Helheten bør gi seg uttrykk i vannbruksplanene. Forskningen har en oppgave å legge forholdene til rette for, strukturere dette arbeidet.

Den andre veien består i å forbedre kunnskaper og metoder i hvert ledd av beslutningsrekken.

Som vist i fig. 1 vil forskningsinnsatsen i begge tilfeller måtte bli typisk tverrfaglig. En bredt anlagt forskningspolitisk angrepsmåte bør med fordel kunne ta utgangspunkt i beslutningsmodellene i fig. 4 og 6 som forsøker å vise avviket mellom det ideelle og dagens situasjon. Med andre ord må vi stille oss spørsmål som:

- Hvor står vi faglig sett svakest i beslutningsrekken?
- På hvilke fagområder og innenfor hvilke deler av fagområdene vil bedre kunnskaper ha størst betydning?
- Hvor synes det mest realistisk å oppnå slik forbedrede kunnskaper?

Det blir m.a.o. spørsmål om å angripe de svake ledd i rekken der hvor angrep er mulig, og godt resultat synes oppnåelig. Fig. 4 og 5 sammenholdt gir pekepinn om svake områder i beslutningsgrunnlaget. Videre er aktuelle forskningsoppgaver drøftet under omtale av de enkelte bokser.

Som eksempel på angrepsmåten er nedenfor satt opp en liste hvor rekkefølgen indikerer en prioritering. Denne må imidlertid ikke oppfattes som absolutt. Spesielt vil prioriteringen variere hvis perspektivene vurderes for et bestemt geografisk område. Videre er rekkefølgen i mange tilfeller tvilsom og

og "avstanden" mellom punktene liten. Listen gjelder forskning innenfor den faglige delen av VRF totalt sett og er ikke begrenset til NIVA's arbeidsfelt.

1. Brukerinteresser

Dette området er underutviklet i Norge så vel som i andre land. Det er et absolutt behov for å systematisere behandlingen av disse spørsmålene. Kvantifisering av brukerinteresser til hjelp i avveisingsspørsmål ved bruk av miljøindikatorer åpner interessante perspektiver.

2. Normer for vannkvalitet

Her synes det å være et klart og udiskutabelt behov for å komme i gang med innledende arbeider snarest mulig. Behovet for referansenivåer i resipientene er klart erkjent.

3. Vannbruksplaner

For å sikre en balansert utnyttelse på tvers av sektorene er det viktig å få utredet og prøvet systematikk i bruksplaner. I Norge med sterkt sektorinndelte forvaltningsorganer vil bruksplanen måtte bli et sentralt dokument og forhåpentligvis fungere som ramme for de enkelte forvaltningsvedtak (konsesjoner m.v.).

4. Inngrep/respons

Det er aktuelt å utvikle den "historiske metode" som supplement til de tradisjonelle angrepsmetodene.

6.2 NIVA's arbeidsfelt

NIVA, som en sentral kunnskapsbank i VRF, bør ta utgangspunkt i prioriteringen nevnt ovenfor og stille spørsmålet:

Hvordan kan NIVA ut fra sitt forskningspotensiale på den beste måte hjelpe til med å bedre beslutningsgrunnlaget?

NIVA's prioritering vil imidlertid ikke være et speilbilde av de faglige svakheter; her kommer NIVA's arbeidsfelt, erfaringer og potensiale inn i bildet. På den annen side er det naturlig at forskningsaktiviteten og forskningsplanleggingen også orienterer seg etter hvilke svakheter en faglig analyse avdekker.

For en diskusjon av NIVA's aktivitet kan vi med utgangspunkt i boksene i fig. 4 forsøke å besvare følgende spørsmål:

1. Hvilke områder (bokser) bør NIVA i det hele tatt befatte seg med?
2. På hvilke av de aktuelle områder kan det samarbeides med andre etater/institusjoner/fagområder?
3. På hvilke områder bør NIVA være et forskningsmessig tyngdepunkt?
4. Hvordan skal områdene prioriteres?

Spørsmålene ovenfor skal ikke forsøkes analysert i detalj her. Det kan imidlertid være nyttig å signalisere hvor NIVA selv mener å stå faglig sett. Enkelte kommentarer gis følgelig til spørsmålene ovenfor;

Spørsmål 1

I kap. 2 (fig. 1) er de aktuelle fagdisipliner nevnt. NIVA forutsettes foruten med de tradisjonelle fagdisiplinene teknologi og naturvitenskap å arbeide i kontaktflatene mellom disse og samfunnsfagene. Det ligger imidlertid en begrensning deri at NIVA ikke skal drive ren samfunnsvitenskapelig forskning.

NIVA bør kunne befatte seg med alle bokser (jfr. fig. 4) unntatt "6 GJENNOMFØRING OG DRIFT" og en del elementer under boks 5 a-c og boks 7. (Konsekvensanalyser og effektregistrering av administrative, økonomiske og sosiale forhold.)

For øvrig bør NIVA med ansvar for den forskningsmessige behandling av VRF se til at helheten blir tatt vare på, dvs. NIVA bør kunne initiere aktivitet på et område som ikke er tilfredsstillende dekket selv om dette ligger utenfor NIVA's fagområde.

Spørsmål 2

Behovet for tverrfaglig samarbeid er sterkt understreket og går fram av omtalen av de spesielle elementer. Samarbeid vil være særlig nødvendig mot forvaltning (eks. Miljøverndepartementet, Statens forurensningstilsyn, Statens institutt for folkehelse, NVE, fylkesplaner m.v.).

Generelt vil det være behov for kontakt med de forvaltningsorganer som har ansvar innenfor det fagområdet som behandles.

Av aktuelle forskningsinstitusjoner i Norge må særlig nevnes Norsk institutt for by- og regionforskning samt universitetsmiljøene.

På kvantitetssiden kan nevnes Vassdrags- og Havnelaboratoriet.

Spørsmål 3

Tyngdepunktet bør på den kvalitative side kunne ligge hos NIVA for aktivitet innen boksene "4a INNGREP" og "4b TILSTAND" og "4c INNGREP/RESPONS". hva antår teknisk-naturvitenskapelige metoder. NIVA bør også utgjøre et tyngdepunkt i arbeidet med "3 KRAV TIL VANNMENGDER OG KVALITET".

Spørsmål 4

Prioriteringen av NIVA's virksomhet bør ligge nær opp til den generelle prioritering nevnt i punkt 6.1.

Det kan foreløpig antydes følgende prioritering:

1. Normer for vannkvalitet
2. Samarbeidsprosjekt om bruk av historisk metode for undersøkelse av sammenheng mellom belastning og forurensningsvirkning
3. Avveining av brukerinteressene - bruk av miljøindikatorer i VRF.

7. REFERANSER

Litteratur-referansene er delt i 3 grupper. Gruppe I gjelder de referanser som er nevnt i teksten. Gruppe II gir øvrige referanser oppført i alfabetisk orden. I gruppe III er det satt opp liste av NIVA-artikler og -rapporter om spørsmål i forbindelse med VRF. Enkelte referanser fra gruppe I er gjentatt her.

Gruppe I:

1. Nedenes, O.S.: "Hva er Water Management". VANN nr. 4, 1975.
2. Norsk institutt for by- og regionforskning (NIBR):
"Om sammenlikning av vegprosjekter". Problemnotat nr. 3, I
0-1510, 1972.
3. Thaulow, H.: "Amerikansk "Måneprogram" mot vannforurensning".
Industri & Miljø nr. 1 og 2, 1975.
4. Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) -
Environment Directorate, Water Management Group:
"Water Management Policies and Instruments" ENV/WAT/76.6
Paris 1976.
5. Røed, M.H., Kaltenborn, N.: "Utnyttelsesplanlegging for vannforekomster
med eksempler fra prøveprosjekter i Numedalslågen/Larvikfjorden og
i Aulivassdraget/Tønsbergfjorden". VANN nr. 3, 1971.
6. Hodges, R.C.: "Water Resource Planning in the Okanagan Basin".
Organization for Economic Co-operation and Development,
"Water Management - Gestion de l'eau". Paris 1972.
7. National Board of Waters, Finland: "The Principles of Water
Pollution Control up to 1985". Helsinki 1974.
8. National Board of Waters, Finland: "Application of Water
Pollution Control Principles". Helsinki 1976.
9. National Board of Waters, Finland: "Summary Report og the
Integrated Water Resources Development Plan for the Lower Parts
of the Kymi River". Helsinki 1974.
10. Finansdepartementet, St.meld. nr. 50 for 1974-75:
"Naturressurser og økonomisk utvikling".
11. Miljøverndepartementet, St.meld. nr. 107 for 1974-75:
"Om arbeidet med en landsplan for bruken av vannressursene".
12. Miljøverndepartementet, St.meld. nr. 44 for 1975-76:
"Tiltak mot forurensninger".
13. NIBR: "Konsekvensanalyse ved vassdragsplanlegging".
Oslo 1974.

14. NIBR: "Glåma - samfunn og ressurs". Arbeidsrapport 2/74. Oslo, 1974.
15. Hernes, G.: "Kommentar - Om kvantifisering av naturverdier". Tidsskrift for samfunnsforskning, bd. 11, 1970.
16. Müller, Frank G.: "Benefit-Cost Analysis: A Questionable Part of Environmental Decisioning". Journal of Environmental Systems, No. 4, 1974.
17. NIBR: "Miljøindikatorer - Kommentartutgave. Prosjekt 181 201, Oslo, 1976.
18. Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) - Environment Directorate: "Urban Environmental Indicators. A Tool to Assess the Quality of Man's Urban Environment. Final Report." Paris 1976.
19. Arge, K.: "Bruk av bymiljø-indikatorer ved planlegging og beslutningsfatning". Konsept, Oslo 1976.
20. Nedenes, O.S.: "Miljøvern". Kommunal- og arbeidsdepartementet, Oslo, 1970.
21. Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) - Environment Committee: "Environmental Standards: Definitions and the need for International Harmonization". Paris 1974.
22. Sosialdepartementet, Helsedirektoratet: "Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann". Utgitt ved Statens institutt for folkehelse, Sanitær-kjemisk avdeling. Oslo 1975.
23. Statens Naturvårdsverk: "Bedömningsgrunder för svenska ytvatten". Publ: 1969:1, Stockholm 1969.
24. Westnorth Research Centre, University of British Columbia: "The Uncertain Future of the Lower Fraser". Vancouver 1976.
25. Avløpssambandet Nordre Øyeren: "Vassdragsovervåking i Akershus. Forslag til program og erfaringer fra utprøving i ANØ-området". Kjeller 1976.
26. Vråle, L.: "Tilføringsgrad - et nyttig begrep ved prioritering mellom rensing og transport av avløpsvann". NIVA årbok 1975.
27. Skulberg, O.: "Resipientundersøkelser - vassdrag som system". VANN, nr. 1, 1974.
28. NIVA: "Forslag til nasjonalt program for undersøkelser av resipienter. Del. 1. Overvåking av vannkvalitet. A. Generell del. B. Spesiell del". 0-38/75. Oslo 1976.

29. NIVA: "Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-75. A. Resultater og vurderinger. 0-151/73, Oslo 1975.
30. Brennerstedt, K.: "Vattenkvaliteten i Stockholms skärgård". VATTEN nr. 1, 1974.
31. NIVA: "Bunnsedimentundersøkelser". Forskningsrapport nr. Bl-21. Under publisering.
32. Vollenweider, R.A.: "Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus loading as factors in eutrophication". Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris 1970.
33. Benedini, M.: "Mathematical Approach on Water Resource Management: Peculiarities of an Italian Situation". NATO Advanced Study Institute on Systems Analysis for Environmental Pollution Control. Baiersbronn - Tombach, December 9-16, 1972.
34. NIVA: "Study Tour to the United States and Canada, March-April, 1973". Rapport nr. A4-20, Oslo 1974.
35. NIVA: "Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Beregning av forurensningskonsentrasjoner og -effekter i fjordens overflate-lag ved ulike tekniske tiltak". Spesialutredning nr. 6, Oslo 1972.
36. NIVA: "Resipientforholdene i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømsa". Hovedrapport. Rapportdel I, 0-55/68. Oslo 1972.
37. Environmental Protection Agency (EPA): "Water Quality Management Planning. Environmental Assessments for Effective Water Quality Management Planning". Washington D.C., 1972.
38. Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) - Environment Committee: "Draft Recommendations on Water Management Policies and Instruments". ENV (76).49. Paris 1976.
39. Norges offentlige utredninger: "Ny planleggingslov", NOU 1977:1, Oslo 1977.

Gruppe II:

Oversikt over referanser som ikke er spesielt nevnt i teksten.

1. Avløpssambandet Nordre Øyeren: "Langevatn. Situasjon. Mulige tekniske tiltak. Prioritering av tiltak". Kjeller 1976.
2. Environmental Protection Agency (EPA). Report from School of Public and Environment Affairs, Indiana University: "Problems and Approaches to Areawide Water Quality Management". 1973.
3. Finansdepartementet: "Langtidsprogrammet 1974-77. Spesialanalyse 1. Forurensninger". Vedlegg til St.meld. nr. 71 for 1972-73.
4. James, L.D., Lee, R.R.: "Economics of Water Resources Planning". McGraw - Hill Book Company 1971.
5. Kneese, A.V., Bower, P.T.: "Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions". John Hopkins Press, Baltimore 1968.
6. Krutilla, J.V., Eckstein, O.: "Multiple Purpose River Development". The John Hopkins Press, Baltimore 1969.
7. NIBR: "Environment and Regional Planning - The Implications for Regional Planning of Wastes Generation in the Glomma River Basin. An Outline of Research". Oslo 1971
8. NIBR: "Miljøvern og utbygging i Nittedal - Kommentartutgave". Oslo 1976.
9. NIBR: "Opplegg for et ressursregnskap". Rapport nr. 40. Oslo 1975.
10. NIBR: "Samfunn og ressurs. Natur- og samfunnsvitenskapelig grunnlag for forvaltning av vassdragssystemer". Oslo 1972.
11. Oak Ridge National Laboratory: "Indicators of Environmental Quality". Proceedings of a Symposium held during AAAS meeting in Philadelphia, Pennsylvania, December 26-31, 1971. Plenum Press, New York-London, 1972.
12. Pierce, J.C., Doerksen, H.R.: "Water Politics and Public Involvement". Man, The Community and National Resources. Ann Arbor Science, 1976.
13. Westwater Research Centre: "Managing the Water Environment". University of Columbia Press, Vancouver 1976.
14. Wiener, A.: "The Role of Water in Development". MacGraw - Hill Book Company, 1972.

Gruppe III:

Oversikt over NIVA artikler og rapporter spesielt interessante i VRF sammenheng. Artikler er oppført alfabetisk etter forfatter.

Rapporter alfabetisk etter tittel.

Artikler

1. Baalsrud, K.: "Om Water Management". VANN nr. 4, 1975.
2. Baalsrud, K.: "Oversikt over eutrofieringsproblemer".
10. Nordiska Symposiet om Vattenforskning, Værløse, Danmark.
NORDFORSK, Helsingfors 1975.
3. Baalsrud, K.: "Vannforurensning og vassdragsdrift". VANN nr. 2å 1975.
4. Dale, T., Knutzen, J.: "En del problemer knyttet til fastsettelse
og bruk av standarder og kriterier for vannkvalitet".
Notat, 0-137/71, 1972.
5. Knutzen, J.: "Fjorder og kystvann som resipienter".
9. Nordiska Symposiet om Vattenforskning, Trondheim.
NORDFORSK, Helsingfors 1974.
6. Knutzen, J.: "Om begrepet resipientkapasitet i forvaltningen
av vannressurser". Naturen nr. 4, 1973.
7. Simensen, T.: "Bruken av vassdragene til vannforsynings- og
resipientformål". Teknisk Ukeblad nr. 20, 1970.
8. Skulberg, O.: "Hovedproblemer for hydrologisk forskning".
Teknisk Ukeblad nr. 48, 1972
9. Skulberg, O.: "Resipientundersøkelser - Vassdrag som system".
VANN nr. 1, 1974.
10. Skulberg, O.: "Haldenvassdraget - Resipientundersøkelse som
grunnlag for vassdragsdrift". NIVA's årbok 1975.

Rapporter:

1. NIVA: "Bøelva. Vassdragsplanlegging og vassdragsdrift". Notat til utbyggingsavdelingen i Telemark fylke. 5. mars 1976.
2. NIVA: "Forslag til nasjonalt program for undersøkelser av resipienter. Del. 1. Overvåking av vannkvalitet. A. Generell del. B. Spesiell del". 0-38/75. Oslo 1976.
3. NIVA: "Gaularvassdraget, Sogn og Fjordane. Hydrobotaniske og og hydrokjemiske undersøkelser i tidsrommet mai 1972 - oktober 1973". Tekstdel. 0-80/72. 1974.
4. NIVA: "Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-75. A. Resultater og vurderinger. 0-151/73, Oslo 1975.
5. NIVA: "Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Overflatelagets rekreasjonskvalitet". Delrapport nr. 1. Oslo 1967.
6. NIVA: "Resipientforholdene i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømua". Hovedrapport. Rapportdel I, 0-55/68. Oslo 1972.
7. NIVA: "Study Tour to the United States and Canada, March-April, 1973". Rapport nr. A4-20, Oslo 1974.
8. NIVA: "Sundsbarmerreguleringen - Innvirkning på vassdragsforhold. Fremdriftsrapport for arbeid i 1975. 0-127/65, 1975.
9. NIVA: "Undersøkelse av Haldenvassdraget. Resultater av vassdragsundersøkelser 1967-1972". 0-219/70. 1972.

VEDLEGG I

FORELØPIGE ANBEFALINGER OM VANNRESSURSFORVALTNING FRA
OECD, ENVIRONMENT COMMITTEE, WATER MANAGEMENT GROUP

Side:

- I.1 Årsaker til at OECD fremmer anbefalingene
- I.2 Anbefalinger
- I.3 Kommentarer til de enkelte punkter

Nedenfor følger en oversettelse av OECD's anbefalinger (38) til rapporten Water Management Policies and Instruments (4). Oversettelsen er relativt "fri" og foretatt ved NIVA. En del endringer og justeringer i setningsbygningen m.v. er foretatt, bl.a. fordi internasjonale dokumenter av denne karakter ofte har en svært formell språkform og oppbygning.

1.1 Årsaker til at OECD fremmer anbefalingene

1. I medlemslandene blir store beløp brukt i vannressursforvaltningen, i størrelsesorden 1% av BNP (bruttonasjonalproduktet).
2. Regional og nasjonal utvikling er ofte begrenset av tilgang på vann.
3. Planlegging er et viktig verktøy i vannforvaltningen og må avstemmes med planer om utvikling på andre sektorer.
4. I medlemslandene er renseanlegg for avløpsvann en viktig brikke i arbeidet med bekjempelse av vannforurensninger; anlegg som krever store kapitalinvesteringer. Allikevel blir mange av disse anleggene ofte drevet lite effektivt.
5. Hovedmålene i vannressursforvaltningene er:
Å beskytte vannressursene mot forurensning og annen misbruk;
å bevare den økologiske balanse og miljøet i vannet;
å ta vare på og forbedre det hydrologiske kretsløp i sin alminnelighet;
å sørge for tilstrekkelig vannforsyning, kvalitativt og kvantitativt for drikkevannsforsyning, industrielt bruk og for jordbruket.

1.2 Anbefalinger

Medlemslandene bør i sitt nasjonale og, hvor dette er mulig, i sitt internasjonale arbeid med vannressurs-spørsmål ta utgangspunkt i følgende prinsipper:

1. Vannressurser, både overflatevann (innsjøer, elver, estuarier og kystfarvann) og grunnvann bør forvaltes under hensyntagen til alle relevante kvalitative og kvantitative aspekter.
2. Myndighetene bør fremme en rasjonell og lik allokering av vannressursene til ulike bruksmåter i vid forstand, idet de tar hensyn til både kvalitet og kvantitetskrav så vel som til mulige effekter på miljøet i vann.
3. Særlig oppmerksomhet bør vies beskyttelsen av drikkevannsressurser av høy kvalitet. Øket oppmerksomhet bør også vies vern og forbedring av vannmiljøet generelt; det økende sosiale behov for naturopplevelse og rekreasjon tatt i betraktning.
4. Bestemmelse av vannkvalitet og effluentkvalitet bør ikke bare begrenses til de klassiske vannkvalitets-parametre, men bør også inkludere relevante fysiske, kjemiske og biologiske parametre. Videre bør effluentparametre uttrykkes både som konsentrasjoner og total mengde av forurensninger.

5. Tiltak mot vannforurensninger bør særlig legge vekt på stoffer som er klassifisert som farlige på grunn av deres giftighet, persistens, bioakkumuleringsevne eller andre viktige økologiske egenskaper.
6. Myndigheter bør forsikre seg om at de tiltak som iverksettes, ikke medfører ukontrollert overføring av forurensninger fra den aktuelle vannressurs til andre resipienter.
7. En regional angrepsmåte, fortrinnsvis avgrenset av nedbørfelt, kan danne grunnlaget for en effektiv løsning av vannproblemene utover de lokale myndigheters ansvarsområde.
8. Imidlertid er det nødvendig å sørge for en hensiktsmessig koordinering av en slik regional angrepsmåte på et nasjonalt nivå.
9. For å løse konkrete vannproblemer bør det velges en hensiktsmessig kombinasjon av regulerende og/eller økonomiske virkemidler (standarder, avgifter etc.). De nødvendige grunnlagsdata må etableres, og et strengt kontrollprogram inkludert regelmessige målinger må settes ut i livet.
10. Virkemidler i vannressursforvaltningen bør brukes slik at de utgjør et kontinuerlig incitament til å redusere forurensning så vel som motvirke sløsing med vannressursene i sin alminnelighet.
11. Det bør også vies oppmerksomhet til bruken av avgifter som, når de blir satt på et riktig nivå, utgjør et incitament i seg selv til beskyttelse av vannressursene for en lavest mulig kostnad for samfunnet som helhet. Avgifter bør danne en del av finansieringsgrunnlaget for forurensningskontroll og utvikling av vannressurser til ulike bruksformål.
12. Tiltak mot forurensninger bør settes inn så nær kilden som mulig, bl.a. fordi dette medfører den sikreste måte å beskytte miljøet på.
13. Økonomiske, undervisningsmessige, tekniske og andre tiltak bør settes i verk for å sikre seg at renseanlegg for avløpsvann alltid drives tilfredsstillende.
14. Myndighetene bør legge vekt på å informere almenheten og trekke ulike brukergrupper med i avgjørelsesprosessen, både for å bedre beslutningene så vel som for å oppnå større grad av støtte fra almenheten for de tiltak som foreslås.

I.3 Kommentarer til de enkelte punkter

1. Grunn- og overflatevann utgjør et helhetlig system som bør forvaltes som en helhet for å unngå ukontrollert forurensning og ødeleggelse av disse ressursene. Kvalitative og kvantitative faktorer, overføring av vann fra ett nedbørfelt til et annet, uttak av vann fra vassdraget til ulike bruksformål og utslippsvirksomhet, henger så nøye sammen at de ikke bør oppdeles administrativt, men bygges sammen i samme forvaltningsenhet. Alle policy virkemidler, både rettslige og økonomiske, må balanseres og harmoniseres for å kunne nå de mål som en integrert vannressursforvaltning krever. I enkelte land har tradisjoner og forvaltningsstrukturer som f.eks. vannrettigheter, bidratt til å bygge opp holdninger og sedvaner som er uforenlige med en moderne og rasjonell vannpolitikk. Disse holdninger og vaner bør gradvis avskaffes.
2. Når presset på vannressursene er stort, må det etableres en prioritering, og spesielt et hierarki for de forskjellige krav til kvalitet. En slik rasjonell allokering av vannressursene forutsetter gode kunnskaper, kvalitative og kvantitative, om de krav de ulike brukerinteresser stiller så vel som de krav miljøet i vann i seg selv setter. Eksisterende fremgangsmåter for fordeling av vannressursene mangler fremdeles i stor grad et rasjonelt fundament. Allerede eksisterende avtaler for ulike typer av vannrettigheter prefererer ofte enkelte brukere og gir dem rett eller mulighet til å bruke av vannressursen på bekostning av andre brukere. Videre, vann av høy kvalitet blir ofte brukt i store mengder til formål som ikke krever en slik kvalitet, mens brukerinteresser med svært høye kvalitetskrav, slik som drikkevann, i økende grad må bruke råvann av lav kvalitet. En slik irrasjonell bruk av en begrenset ressurs er ikke akseptabel. Mange land har etablert strenge konsesjons-systemer i denne forbindelse under kontroll av vannmyndighetene. Løsningene av disse spørsmålene ligger vanligvis på et rettslig- og policy-nivå.
3. De store urbaniserte og industrialiserte områder blir forurensete vannforekomster i stadig større utstrekning brukt som råvann for drikkevann; vannbehandlingen blir følgelig mer og mer kostbar mens kvaliteten etter behandling ofte er utilfredsstillende med hensyn til smak, lukt og fra et helsemessig synspunkt. Disse problemene skyldes ofte et stort antall mikroforurensninger som går igjennom renseanleggene i løsning, eller som svært små partikler. Under de rådende teknologiske og finansielle forhold som gjelder for drift av disse renseanleggene, er det ikke sannsynlig at situasjonen vil bli vesentlig bedret med mindre spesielle anstrengelser blir gjort for å bedre kvaliteten av selve råvannskildene vesentlig. Da forbedrede tilstander i en forurenset

vannforekomst i mange tilfeller vil ta meget lang tid, må det legges særlig vekt på å reallokere vannressursene på et regionalt nivå, idet man reserverer vannforekomsten med den beste kvalitet utelukkende for drikkevannsformål. I de siste ti-år har mange OECD land opplevet å se en betraktelig forverring av kvaliteten i sine vannressurser og i sitt naturmiljø. På den samme tid er det et økende behov for rekreasjon og naturopplevelse i de samme vannforekomster (innsjøer, elver, estuarier og strandlinjer). Det er fastslått at friluftsliv i tilknytning til vannforekomster (bading, sportsfiske, båtsport etc.) representerer den overlegent mest populære form for utendørs aktivitet i OECD-landene. Denne ødeleggelse av vannforekomstene, særlig i tett befolkete og industrialiserte områder, har resultert i vanskeligheter med å skaffe et viktig sosialt gode. Konsekvensene kan være at folk blir utsatt for en betydelig helserisiko, eller må reise mye lenger av gårde, noe som uunngåelig medfører økende trafikkproblemer og miljøforstyrrelser. De totale økonomiske så vel som sosiale kostnader av disse konsekvenser er sannsynligvis svært høye.

4. Parametre for vannkvalitet har hittil hovedsakelig bestått av målinger av oksyderbart organisk stoff (BOF, KOF) og suspendert stoff. Disse parametre, til tross for deres udiskutable nytteverdi tidligere, må nå betraktes som utilstrekkelige for å måle forurensning som øker både i omfang og variasjon, dvs. giftige og persistente forurensninger (inkludert radioaktive stoffer; termisk forurensning og mikrobiologisk (inkl. virus) forurensning). Der hvor disse parametre ikke måles, bør det tas sikte på å ta med disse for å vurdere vannkvalitet og utslipp. Parametrene bør også innpasses i myndighetenes rettslige og økonomiske sett av virkemidler. I mange tilfeller må imidlertid de tekniske muligheter for å måle disse tilleggs-parametrene forbedres betydelig. Betydningen av disse forskjellige parametre vil også variere med bruksmåten for vannforekomsten (drikkevann, fiske og rekreasjon).

I enkelte land er effluent-bestemmelsene fremdeles fastsatt bare som konsentrasjoner (gram forurensninger pr. liter avløpsvann). Dette er brukbart for å forhindre en "sjokkeffekt" i elver hvor utslipp kan forårsake gifteffekter. Imidlertid er dette ikke tilstrekkelig og oppmuntrer til en enkel omgåelse av bestemmelsene ved at effluenten kan fortynnes. Det er derfor fundamentalt at parametrene uttrykkes også som total mengde forurensninger (pr. dag eller pr. måned). For industrielt avløpsvann bør det totale utslipp ikke bare uttrykkes som en funksjon av tiden, men også som en funksjon av produksjonsvolumet. Denne siste måte å uttrykke forurensningsmengden på kan enkelt sjekkes i henhold til den teknologi som brukes og gir også indikasjoner om hvor avansert behandlingsprosessen er i den aktuelle bedrift.

5. Særlig strenge kontrolltiltak bør settes i verk for spesielle kategorier av farlige eller risikofylte stoffer. Dette bør gjøres ved å hindre utslipp i miljøet fullstendig. Dette er særlig aktuelt for giftige stoffer som er svært bestandige (persistente) i miljøet og/eller har evnen til å hope seg opp i levende organismer og oppkonsentrere seg i næringskjeden. Eksempler er: Tungmetaller (kadmium, kvikksølv, bly etc. og deres organiske forbindelser); halogenerte organiske forbindelser (PCB, DDT); radioaktive stoffer etc. Streng kontroll av disse stoffene må som en generell regel skje på et tidlig stadium i materialstrømmene: Ved produksjon, import, salg og bruk. Kontrollmulighetene varierer

fra totalforbruk til restriksjoner og begrenset bruk. Til slutt bør det finne sted en kontrollert gjenvinning eller deponering. Dette skjer ofte i spesielle sentra for behandling av giftige stoffer. Imidlertid, mange av disse giftige stoffene unnslipper kontroll på et tidlig stadium og blir derfor spredd ut i miljøet, bl.a. i vann (industri-utslipp, sigevann fra ukontrollerte deponier, bruk av biocider i jordbruk, nedfall fra luftforurensning etc.). I slike tilfeller må kontrollen, hvis mulig, baseres på rensing av avløpsvann og i siste instans på rensing av drikkevann. Under praktiske driftsbetingelser er renses-effekten med hensyn på mange av disse stoffene ikke tilfredsstillende, og betydelige anstrengelser er nødvendige for å bedre effekten av renses-anleggene i så måte. I alle tilfeller må kontroll så nær kilden som mulig tilstrebes.

6. Erfaring viser at en forurensner vanligvis vil forsøke å bli kvitt avfall der hvor kontrollen er minst omfattende og driftskostnadene lavest, dvs. direkte utslipp av effluenter i grunnen til grunnvannet; utslipp i et annet nedbørfelt eller til sjøen; ukontrollert slamdeponering på fylling; forbrenning som medfører luftforurensning etc. Ansvarlige miljøvernmyndigheter bør se til at økonomiske og rettslige virkemidler samt kontroll av forskjellige typer vannressurser så vel som for andre resipienter blir riktig balansert for å bekjempe ukontrollerte utslipp til miljøet eller uønsket overføring av forurensninger.
7. En forvaltningsstruktur avgrenset etter et vassdrags nedbørfelt er særlig gunstig for vannressurs-forvaltning fordi ressursen da blir forvaltet etter rasjonelt definerte hydrologiske grenser; "vannbudsjetter" kan mer realistisk bli satt opp, og forurensningskontroll mer effektivt gjennomført. Slike ordninger har allerede blitt etablert med suksess i et økende antall medlemsland. Nasjonal vannressursforvaltning bør følgelig bestå av et begrenset antall slike nedbørfeltsavgrensede regioner. Disse regioner bør være store nok til å berettiggjøre opprettelsen av et tverrfaglig miljø nødvendig for en effektiv vannforvaltning. Imidlertid vil enkelte medlemsland, enten av geografiske, historiske eller administrative årsaker, finne det vanskelig å legge om til et slikt system. I disse landene kan fleksible systemer bli utviklet som beholder deler av det eksisterende administrative organisasjonsmønster tilpasset et slikt nedbørfelt-avgrenset utgangspunkt.
8. For å kunne koordinere de regionale vannressurs-forvaltnings-enheter og harmonisere deres vannpolitikk når disse skal fastsette og gjennomføre rettslige (konesjoner, forskrifter) og økonomiske tiltak, bør det etableres et spesialisert organ på et nasjonalt nivå. Dette organ bør være ansvarlig for den generelle vannpolitikk. For å balansere vannpolitikk og avstemme denne med andre nasjonale oppgaver, og for å løse potensielle konflikter på alle nivåer, så må denne enheten ha nært samarbeid med de forskjellige departementer som måtte ha felles interesser i vannspørsmål. Denne enheten vil også spille en viktig og effektiv rolle i harmoniseringen av vannressurs-forvaltnings-politikken på et internasjonalt nivå. Som det allerede er praktisert i en del medlemsland, bør denne enheten fortrinnsvis sortere under det departement som er ansvarlig for miljøspørsmål.

9. I vannressurs-forvaltningen er det en permanent konflikt mellom utnyttelsen av vann til forskjellige formål og vernet av ressursen med de verdier som ligger i dette.

Det er lite sannsynlig at et enkelt virkemiddel alene vil kunne løse de komplekte forvaltningsoppgaver tilfredsstillende. Dette vil særlig være tilfelle i tett befolkete og industrialiserte nedbørfelt. Et klokt valg av utfyllende virkemidler, både rettslige og økonomiske, vil vanligvis medføre et mer effektivt forvaltningssystem og en bedre kontrollmulighet for de ansvarlige myndigheter. Disse virkemidlene bør bli brukt samtidig slik at de forsterker og støtter hverandre. I enkelte tilfeller kan det imidlertid være hensiktsmessig å frem-skynde eller forsterke enten et økonomisk eller rettslig virkemiddel for å nå et spesielt mål. Et tilstrekkelig datagrunnlag (hydrologisk, forvaltningsmessig, sosio-økonomisk) oppdatert med jevne mellomrom, er et nødvendig verktøy i alle stadier i vannressurs-forvaltning og er særlig uunnværlig for å etablere og drive regelmessige målinger.

10. Et kontinuerlig incitament for en mer rasjonell bruk av vannressursene (ved lavere forbruk og reduksjon av forurensninger) er et svært viktig element i en dynamisk vannpolitikk. Rettslige og økonomiske virkemidler bør derfor etableres og brukes på en slik måte at de bidrar kontinuerlig til å redusere forbruk og bekjempe forurensninger for en for samfunnet så lav kostnad som mulig. En slik politikk vil også bli en stimulans til teknisk fremgang i vannsektoren, og bevirke en fruktbar utvikling i vannforskningen. I prinsippet bør virkemidler basert på "flat rate" eller "faste beløp innbetalt" unngås, fordi disse i praksis vil tillate fritt forbruk og/eller forurensning.
11. Avgifter kan, hvis de blir satt høyt nok, ha en god initierende effekt, og kan bli brukt som et godt supplement til rettslige bestemmelser, øke disse effektivitet, og gi større fleksibilitet. Videre kan avgifter skape et vesentlig inntektsgrunnlag som kan gi myndighetene finansiell mulighet til å gjennomføre prosjekter av stor viktighet eller som haster svært meget.
12. Bekjempelse av forurensning ved kilden er overlegent den mest effektive og sikreste kontrollmåte. Denne kan gjennomføres for hvert enkelt tilfelle på forskjellige måter, f.eks. ved å forby en uønsket prosess eller et produkt, eller ved erstatning med mindre forurensende produkter; ved bruk av lukkede systemer med resirkulering; eller ved tidlig utskillelse av industriavløpsvann med bruk av spesielle rensemeter for dette etc. Videre kan preventive tiltak og kontroll på et tidlig stadium vesentlig redusere risikoen for akutte forurensninger. Jo senere kontrollen mot forurensninger settes inn, jo mindre effektiv vil den bli på grunn av større spredning. Erfaring viser at diffuse kilder i praksis er nærmest ukontrollerbare, og at fortykning og blanding av stoffene gjør fjerning av dem mer kostbar og usikker og øker risikoen for giftig samvirke (synergisme) mellom stoffene.

13. Av en rekke forskjellige grunner blir renseanlegg for avløpsvann ofte drevet dårlig. Vanlige problemer er mangel på penger til driften, dårlig drift rent faglig sett, og dårlig utdannet personell. Disse renseanleggene, som er noen av hjørnesteinene i forurensningsbekjempelsen, krever store investeringer. Følgelig, dårlig drift betyr både utilfredsstillende forurensningsbekjempelse så vel som sløseri med en stor investering. Viktige retningslinjer som kan medvirke til å redusere problemene, inkluderer:
- Anerkjennelse av at regelmessig og kontinuerlig finansiering er absolutt nødvendig for å sikre en god drift i hele anleggets levetid. Finansieringen for driften må planlegges allerede i investeringsfasen. F.eks. kan kommunalt fastsatte avgifter fra alle brukere, fastsatt proporsjonalt i forhold til bruk eller utslippsmengde, sørge for en slik regelmessig og tilstrekkelig finansiering.
 - God drift av renseanlegg krever operatører med passende tekniske kvalifikasjoner. Hittil har ikke dette alltid vært tilfelle. Operatørenes kunnskaper bør forbedres ved regelmessige opplæringsprogrammer som leder til profesjonelt sertifikat; dette sertifikat bør være obligatorisk for alle operatører. Videre er det ønskelig at drift og inspeksjon av renseanlegg i større grad blir ansvarområde for spesielt trenede grupper av inspektører og operatører. Som en første steg i denne retning bør inspeksjoner utføres ved alle renseanlegg med hyppige mellomrom.
 - En vanlig årsak til feil ved driften av kommunale renseanlegg er forgiftning av det biologiske steg med giftige stoffer fra industrien. Industrielt avløpsvann som kontinuerlig eller periodevis inneholder slike giftige stoffer som kan påvirke det kommunale renseanlegget, bør ikke tilknyttes dette.
14. Det er nødvendig med tiltak for å gjøre almenheten og brukerne mer kjent med vannressurs-forvaltningsproblemer. Slike tiltak kan variere fra direkte kampanjer til åpne diskusjonsfora hvor publikum kan spille en aktiv rolle. De kategorier som er opptatt med vannproblemer er de besluttende myndigheter (forvaltningen), rådgivere (hydrologer, ingeniører, kjemikere, økonomer) og brukere av vann. De to første kategorier utgjør forvaltning med dens rådgivere, mens brukerne er f.eks. industri og jordbruk. Det er et behov i vannressurs-forvaltningen for en eller annen mekanisme for utveksling av synspunkter mellom disse kategoriene.

VEDLEGG II

VANNRESSURSFORVALTNING I FINLAND

Side:

- II.1 Mål
- II.2 Organisasjonsstruktur
- II.3 Vannbruksplaner
- II.4 Normer for vannkvalitet

II.1 Mål

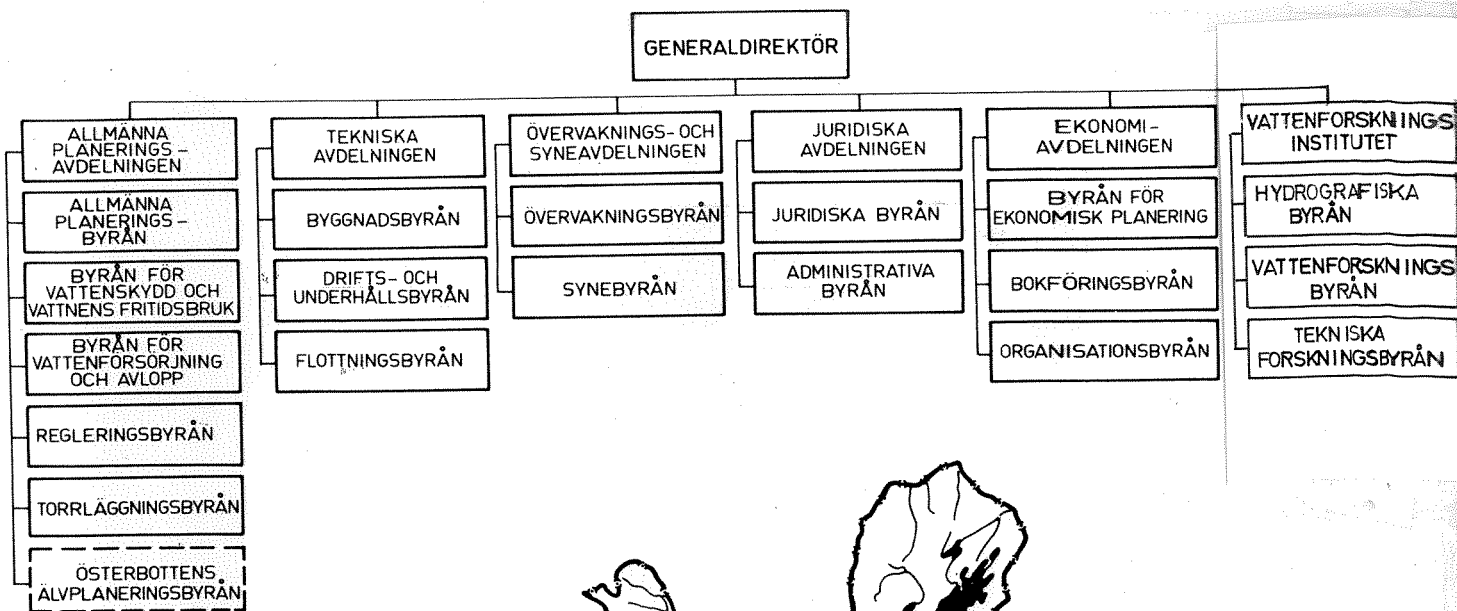
Vannforvaltningen i Finland ble omorganisert i 1970. Oppgavene etter lovverket er å fremme bruk, vern, forskning og overvåking av/om vannressurser. Mer spesifikt skal vannforvaltningen

- sørge for en totalplanlegging som tar hensyn til ulike bruksmåter av vann,
- beskytte vannforekomstene,
- forbedre vannforsyning og avløpsforhold
- fremme bruken av vannforekomster til rekreasjonsformål
- ha ansvaret for vannkraft
- forhindre flomskader
- sørge for overvåking av vannet og dets bruk
- fremme og utføre vannforskning.

II.2 Organisasjonsstruktur

Opprettelsen av en samlet forvaltning i 1970 (Vattenforvaltningen) tok sikte på en samordning av vannressursforvaltning på nasjonalt nivå. Vattenforvaltningen består av Vattenstyrelsen i Helsingfors (The National Board of Waters) og 13 distriktskontorer. Antall ansatte er totalt ca. 1300. Organisasjonsstrukturen er vist i fig. 19.

Vi merker oss at de viktigste brukerinteresser er organisasjonsmessig samlet, med unntak av yrkesfiske og transport. (Tømmerfløting er imidlertid med.)



VATTENDISTRIKTENS VATTENBYRÅER

1. Helsingfors
2. Åbo
3. Tammerfors
4. Kymmene
5. St Michels
6. Kuopio
7. Norra Karelen
8. Vasa
9. Mellersta Finlands
10. Gamlakarleby
11. Uleåborgs
12. Kainuu
13. Lapplands

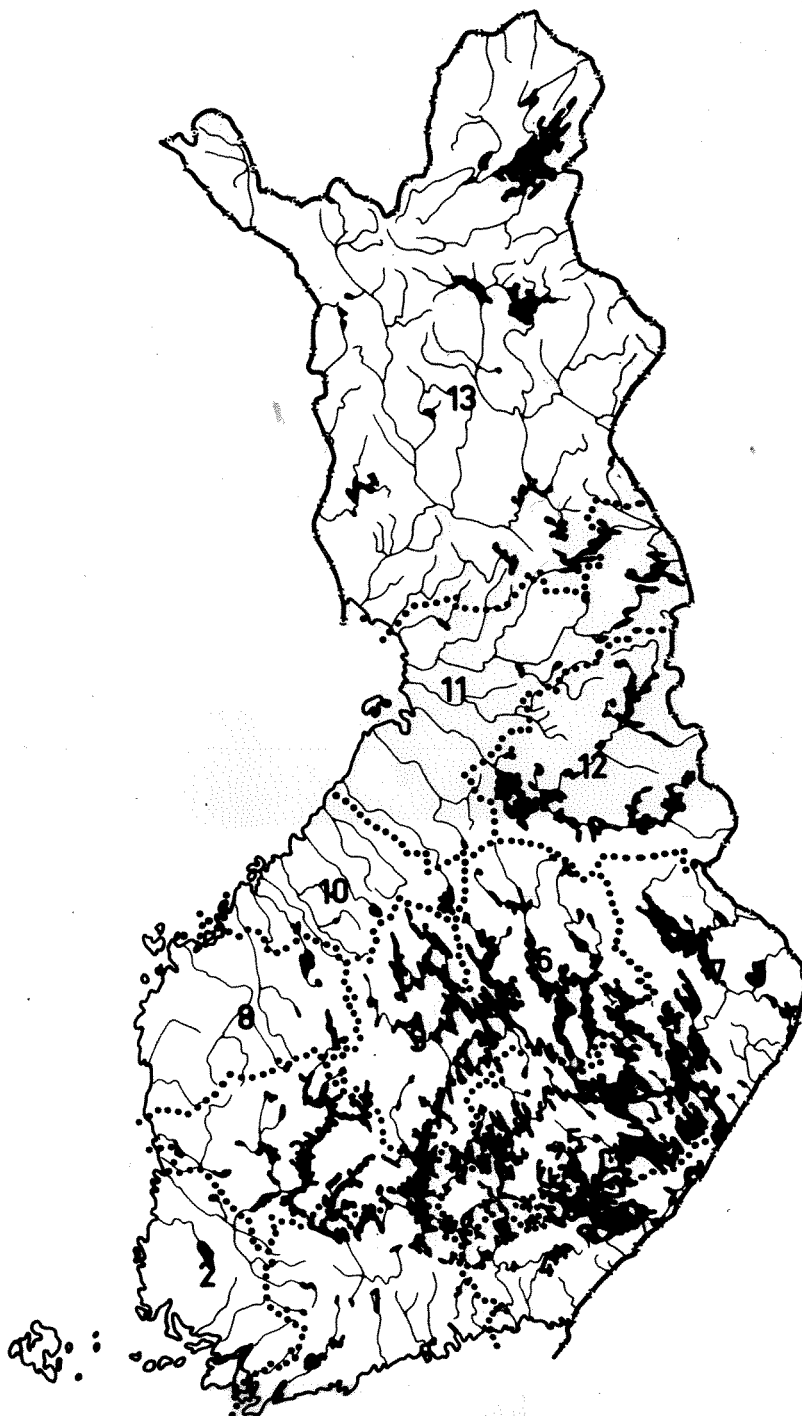


Fig. 19. Vannressursforvaltning i Finland.

II.3 Vannbruksplaner

Vannbruksplanlegging skjer på tre nivåer,- nasjonalt, regionalt og på prosjektnivå.

Nasjonalt og regionale planer er retningsgivende. Prosjektplaner er konkrete gjennomføringsplaner. Planleggingen dekker alle bruksplaner eller kan dekke en enkelt bruksform.

Nasjonalt nivå

På nasjonalt nivå koordineres mål og strategi for ulike brukerinteresser. I tillegg utarbeides spesielle programmer for spesielle bruksformer. F.eks. er det vedtatt forurensningsplan fram til 1985, og det arbeides med mål for vannkraft og rekreasjonsbruk. Planleggingen på et nasjonalt nivå er lang-siktig.

Regionalt nivå

Her finner vi vannbruksplaner for alle bruksformer så vel som sektorplaner for enkelte brukerinteresser. Helt sentralt står de regionale nedbørfelt-avgrensede vannbruksplaner. Arbeidet med disse planer inntar en sentral plass i vannforvaltningen. Planene tar sikte på å skape langsiktige programmer for alle bruksinteresser. Finland er inndelt i 19 planleggingsområder. For hvert område utarbeides en vannbruksplan. (Se fig. 20.) Figuren viser også når planene er tenkt ferdige.

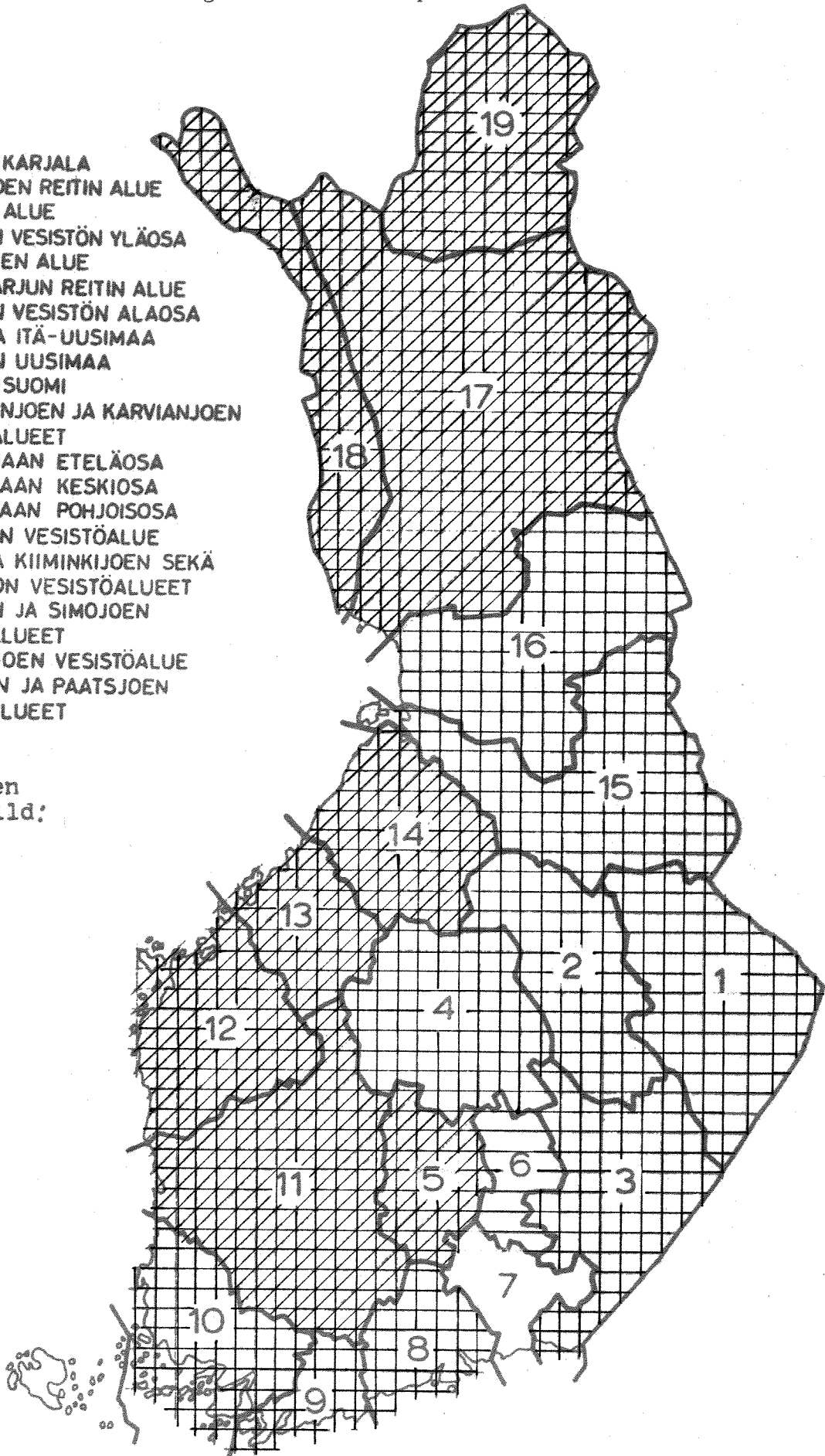
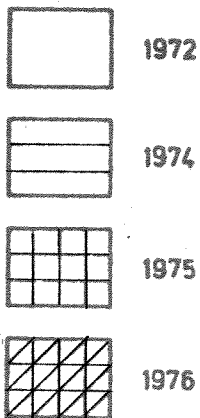
Regionale vannbruksplaner er veiledende for Vattenstyrelsen selv så vel som for alle andre institusjoner/etater som arbeider med vannspørsmål.

Selve planleggingen utføres av en gruppe som består av ansatte ved Vattenstyrelsen og dets distriktskontorer. Det settes sammen spesielle prosjektgrupper på tvers av administrative grenser. Personer i gruppene arbeider således med planene ved siden av deres faste arbeid i sentraladministrasjon eller distriktskontor. Planleggingsgruppen består av 4 - 10 personer hvorav en er koordinator. Medlemmene er spesialister på forskjellige felter: Ingeniører, limnologer, biologer, kjemikere, hydrologer, arkitekter, m.v. Gruppen kan også bli hjulpet av andre eksperter i vannforvaltningen, eller de kan bruke utenforstående konsulenter for å utføre planleggingsoppgaver eller spesielle studier.

Fig. 20. Distrikter for regionale vannbruksplaner.

1. POHJOIS-KARJALA
2. KALLAVEDEN REITIN ALUE
3. SAIMAAN ALUE
4. KYMIJOEN VESISTÖN YLÄOSA
5. PÄIJÄNTEEN ALUE
6. MÄNTYHARJUN REITIN ALUE
7. KYMIJOEN VESISTÖN ALAOSA
8. KESKI- JA ITÄ-UUSIMAA
9. LÄNTINEN UUSIMAA
10. LOUNAIS-SUOMI
11. KOKEMÄENJOEN JA KARVIANJOEN VESISTÖALUEET
12. POHJANMAAN ETELÄOSA
13. POHJANMAAN KESKIOSA
14. POHJANMAAN POHJOISOSA
15. OULUJOEN VESISTÖALUE
16. IJJOEN JA KIIMINKIJOEN SEKÄ KUUSAMON VESISTÖALUEET
17. KEMIJOEN JA SIMOJOEN VESISTÖALUEET
18. TORNIONJOEN VESISTÖALUE
19. TENOJOEN JA PAATSJOEN VESISTÖALUEET

Totalplanen
färdigställd:



I hvert planområde er det etablert et rådgivende styre med 15-25 medlemmer. I dette styre er forskjellige myndigheter og organisasjoner representert. På grunn av et stort antall kommuner i hvert planområde, er disse representert ved forskjellige organisasjoner som regionale arealplanleggingsorganer, kommunesammenslutninger, og vannforurensningsmyndigheter på distriktsnivå. Medlemmene av rådet mottar alt planmateriale mens planleggingen pågår. Dette gir dem en sjanse til å påvirke innholdet av planen ved å bringe fram nye ideer, korreksjoner eller tillegg. Rådet er således et ekspertorgan uten avgjørende myndighet.

I forbindelse med rådets møter har det vært arrangert pressekonferanser. Når planene er fullført, blir konklusjoner og sammendrag sendt på høring. Planene blir revidert på basis av innkomne uttalelser før de offisielt blir godkjent av Vattenstyrelsen.

Planleggingsprosedyren er vist i fig. 21.

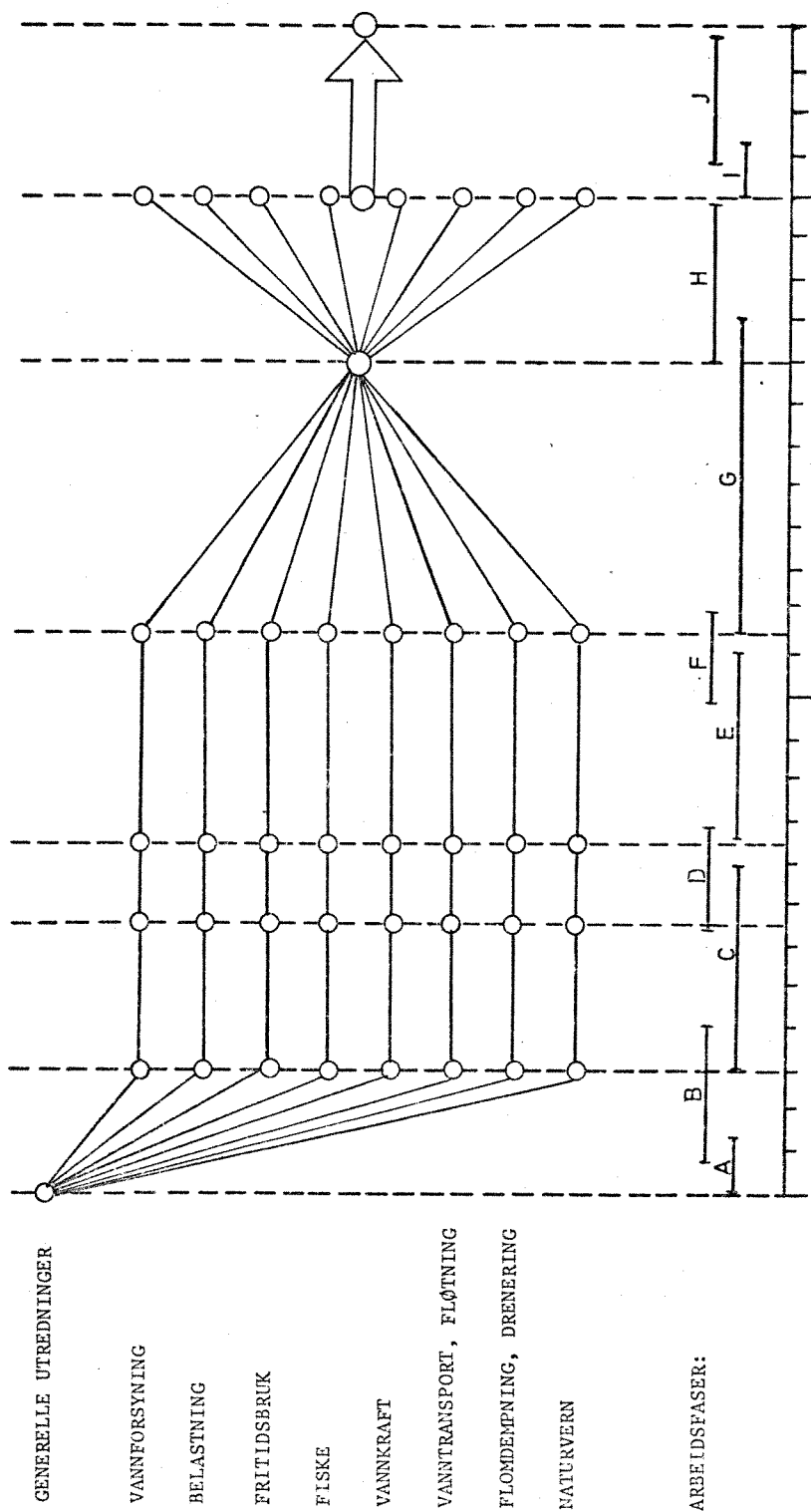
Planens anbefalinger blir presentert etter bruksmåter. Disse er

- Vannforsyning
- Vannforurensning
- Rekreasjonsbruk og landskapsbruk
- Vannkraftproduksjon
- Transport og tømmerfløting
- Fiske
- Flomdempning, drenering og kunstig vanning
- Naturvern.

Tidshorisonten for planene er vanligvis minst 20 år, selv om det er svært vanskelig å fastsette hvordan vannvern og vannbruks-teknologi vil utvikle seg over en så lang periode.

Vannbruksplanene for de forskjellige områder kan avvike i detaljene, da mange områder i seg selv er svært forskjellige både hva kvalitet og mengde av vannressursene angår i dag og i fremtiden. Som nevnt blir vannbruksplanene ikke offisielt stadfestet, men kun godkjent. Deres mål er å være retningsgivende for ulike brukerinteresser. Da Vattenstyrelsen imidlertid behandler planene og godkjenner dem, vil de i kraft av sin faglige tyngde alene bli viktige retningslinjer både for Vattenstyrelsens egne aktiviteter så vel som for andre institusjoner/organisasjoner som har med vann å gjøre.

Fig. 21. Vannbruksplaner - planprosedyre.



- A = Generell beskrivelse av planområdet
- B = Vannressursutredninger
- C = Vannets nåværende bruk og prognoser
- D = Målsetting
- E = Planalternativ
- F = Granskning av deler A og B
- G = Avveining av de ulike bruksformer
- H = Anbefaling om tiltak
- I = Publisering
- J = Høringsrunde og ny vurdering

Det faktum at planene ikke er juridisk forankret, har følgelig mindre betydning. På grunn av det omfattende faglig engasjement på mange sektorer som er bygget inn i planene, vil disse bli retningsgivende og danne rammer for konsesjoner, tillatelser og andre forordninger innenfor de forskjellige brukerinteresser.

Vattenstyrelsen deltar også selv i stor grad ved den praktiske gjennomføring av vannbruksplanenes anbefalinger. Distriktskontorene sorterer under Vattenstyrelsen, det er etablert betydelige økonomiske støtteordninger i form av lån og tilskott, og Vattenstyrelsen har både juridiske og informative muligheter til å gjennomføre målene.

Den banebrytende karakter vannbruksplanleggingen har hatt, har tillatt stor frihetsgrad for planleggingsgruppene i problemformuleringer og valg av planleggingsmetoder i den første planleggingsrunden som startet i 1970. Det er verd å merke seg at avgrensningen av planområdene og de administrative grenser for distriktskontorene ikke faller sammen. Av denne grunn må det opprettes prosjektgrupper hvor representanter fra eventuelt flere distriktskontorer innen samme planområde er representert.

II.4 Normer for vannkvalitet

Vannkvalitet er inndelt i 5 klasser:

- meget god (excellent)
- god (good)
- tilfredsstillende (satisfactory)
- akseptabel (passing)
- meget dårlig (very bad).

Tabell 8 viser aktualiteter av klassene for de forskjellige brukerinteresser (9). Tabell 9 viser verdiene for de forskjellige klasser (9).

Tabell 4. Aktualitet av klasser for forskjellige brukerinteresser.

Brukerinteresse	Vannkvalitetsklasse				
	meget god	god	tilfreds- stillende	akseptabel	meget dårlig
	1	2	3	4	5
<u>Vannforsyning</u>					
Kommuner og næringsmiddelindustri					
- uten kjemisk el. likn. rensing	x				
- kjemisk rensing	x	x			
- kjemisk rensing, effektivisert kvalitetskontroll	x	x	x		
Jordbruk					
- vann til buskap	x	x			
- vanningsvann	x	x	x	(x) ¹⁾	(x) ¹⁾
Treforedlingsindustri					
- prosessvann	x	x	x		
- kjølevann	x	x	x	x	
<u>Fiske</u>					
Oppdrett av edlere fiskeslag	x	x			
Yrkesfiske (stående fangstredskap)	x	x			
<u>Rekreasjonsbruk</u>					
Sportsfiske	x	x	x ²⁾		
Bading, vannkisport	x	x	x		
Båttrafikk	x	x	x	x	(x) ³⁾

1) passer for vanning av kornåkre, enger m.v.
 2) passer hvis den epidemiologiske situasjon er tilfredsstillende.
 3) passer for gjennomgangstrafikk.

Tabell 3. Finske vannkvalitetsnormer - verdier for ulike klasser.

Parameter	(enhet)	Minimumskrav for hver klasse			
		1	2	3	4
Fekale streptococcer	antall/100 ml	25	25	250	
Farge	mg Pt/l	20	70-90	100-130	200
KOF	KMnO ₄ mg/l	20	70-90	100-130	150-200
BOF ₇	mg O ₂ /l	1	2	5	15
O ₂	% metning	90-105	70-110	50-120	30-125
Giftige stoffer		får ikke overstige gjeldende bestemmelser.			
Olje		får ikke forekomme.		forekommer svært sjelden	
Flytestoffer		får ikke forekomme		kun små mengder	
Lignin ¹⁾	mg/l NaLS	1	2	5	
Jern ¹⁾	mg/l	0,2	1	5	
Mangan ¹⁾	mg/l	0,05	0,1	0,5	
"Vannblomst" (sterk eutrofiering)		nei	sjelden	gjentatte ganger	
Uavhengig av andre egenskaper; vannforekomster er alltid i klasse 4 eller 5 hvis nedenstående grenseverdier er overskredet, eller hvis olje, skum eller flytestoffer opptrer med jevne mellomrom.					
Stoff	Grenseverdier				
Arsen	mg/l As	0,05			
Kvikksølv	mg/l Hg	0,005			
Fenol	mg/l	0,005			
Kadmium	mg/l Cd	0,01			
Kobber	mg/l Cu	0,5			
Bly	mg/l Pb	0,1			
Cyanid	mg/l CN	0,01			
Stoffer i aktiv anionform	mg/l	1			
1) Tas bare hensyn til hvis vannet er aktuelt som råvannskilde for kommunal vannforsyning.					

