

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Rapportnummer: 84008
Undernummer:
Løpenummer: 1580
Begrenset distribusjon:

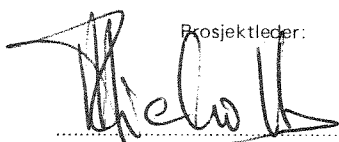
Rapportens tittel: ANALYSE AV MILJØVIRKNINGER	Dato: 04.01.1984
Forfatter(e): Morten Nicholls	Prosjektnummer: 84008 84470
	Faggruppe: Vannressurs- forvaltning
	Geografisk område: Generelt
	Antall sider (inkl. bilag): 58

Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet Norsk institutt for vannforskning	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:
"Analyse av miljøvirkninger" betegner en prosess, som med et gitt faglig innhold, bidrar til å avklare og avveie virkninger som oppstår på grunn av en bestemt aktivitet; f.eks. et prosjektinngrep. I denne rapporten gis det oversikt over utvalgte teknikker og metoder som har vært anvendt i andre land for å gjennomføre slike analyser, samt forslag til hvilke prinsipielle krav som bør stilles til en slik analyseprosess. Det gis videre forslag til indikatorer som kan legges til grunn for analysearbeidet og oversikt over noen forhold som må avklares - eller oppgaver som må gjennomføres - for at målsettingen med slike analyser skal bli tilfredsstillende oppnådd.

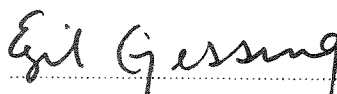
4 emneord, norske:
1. Analyse av miljøvirkninger
2. Konsekvensanalyser
3. Norge
4. Miljøvirkninger

4 emneord, engelske:
1. Environmental Impact Assessment
2. Norway
3.
4.

Prosjektleder:

Morten Nicholls
Divisjonssjef:

For administrasjonen:

J.E. Samdal


Egil Gjessing

ISBN 82-577-0731-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

0-84008
F-84470

ANALYSE AV MILJØVIRKNINGER

Oslo, 4. januar 1984

Saksbehandler: Morten Nicholls

For administrasjonen:

Lars N. Overrein
J.E. Samdal

FORORD

Denne rapporten er utarbeidet for å samle og strukturere en del av de antatt viktigste erfaringer eller inntrykk som undertegnede har fått gjennom konkrete prosjektarbeider, separate litteraturstudier eller konferanser der prinsipielle sider og problemstillinger knyttet til gjennomføring av "analyser av miljøvirkninger" (MVA) har vært hovedtema.

En slik konferanse, og hvor undertegnede var eneste skandinaviske representant, ble arrangert på Kreta i april 1983.

Oppdragsgiver for de konkrete prosjektarbeidene har i det vesentlige vært Miljøverndepartementet. Reiseutgifter, eller andre konkrete utgifter i forbindelse med denne rapporten, delfinansieres av Miljøverndepartementet og NIVA.

Rapporten er maskinskrevet av sekretær Lise Tveiten.

Oslo, 4. januar 1983

Morten Nicholls

INNHold

	Side
1. INNLEDNING	3
2. NOEN VIKTIGE BEGREPER	4
3. MILJØKVALITET, MILJØVIRKNINGER OG ANALYSER	7
3.1. Innledning	7
3.2. Bestemmelse av miljøvirkninger	8
4. TEKNIKKER FOR Å VURDERE MILJØVIRKNINGER	11
4.1. Oversikt over utvalgte teknikker	11
5. VURDERING AV TIDLIGERE EVALUERINGSMETODER	20
6. ANALYSE AV MILJØVIRKNINGER - FORSLAG TIL PRINSIPIELLE KRAV	23
6.1. Generelle krav til analyseprosessen	23
6.2. Valg av metode	23
6.3. Analyseprosessen	24
- trinn	26
- aktiviteter	27
6.4. Etterundersøkelser	33
7. FORSLAG TIL INDIKATORER	35
7.1. Naturmiljø	35
7.2. Brukerinteresser	36
7.3. Velferd	41
7.4. Økonomi	42
8. VIDERE ARBEID	44
LITTERATUR	46
VEDLEGG: Screening av 54 evalueringsmetoder om "analyse av miljøvirkninger".	50

1. INNLEDNING

Det er et uttalt behov for utvidete saksbehandlingsregler ved inngrep i natur- og lokalsamfunn; der flest mulig av de vesentlige effekter som knytter seg til gjennomføringen av slike aktiviteter blir belyst og avveiet av de ansvarlige myndigheter før de blir iverksatt. Allerede i dag blir slike aktiviteter på en rekke forvaltningsområder gjenstand for en grundig vurdering. Det vil imidlertid innebære en styrking av mulighetene for en forsvarlig naturressursforvaltning og en bedre utvikling i lokalsamfunnene dersom det blir innført alminnelige regler om dette.

For planmyndigheter og andre håndhevende myndigheter, vil dette gjøre det enklere å vurdere aktiviteten og de forholdsregler som eventuelt bør treffes før aktiviteten igangsettes.

Initiativtageren blir tidlig klar over muligheten for å få aktiviteten gjennomført. Den avklaring utredningsplikten innebærer, vil kunne spare ham for overraskelser og forsinkelser i en senere fase i saksbehandlingen. Både for initiativtager og myndigheter er det en fordel at mest mulig er avklart før en er kommet så langt som til den endelige planbehandlingen eller hvor det skal treffes endelig beslutning etter annet lovverk.

I denne rapporten, "analyse av miljøvirkninger", er det forsøkt å gi et bilde at et komplekst fagfelt med et omfattende begrepsapparat, samtidig som den er ment som et bidrag til å strukturere og konkretisere prosessen for en slik utvidet saksbehandling og gjennomføre analyser av miljøvirkninger.

2. NOEN VIKTIGE BEGREPER

Følgende definisjoner er viktige for å forstå begrepsanvendelser som er benyttet i denne rapporten.

<u>Aktivitet</u> (activity)	Enhver tenkt handling som vil kunne medføre endringer. Programforslag, lovforslag, reguleringsplaner, tekniske inngrep m.m. er eksempler på aktiviteter.
<u>Alternativer</u> (alternatives)	Forskjellige fremgangsmåter for å oppnå en gitt målsetting. Fremgangsmåten beskrives ved forskjellige valgte aktiviteter.
<u>Aggregering</u> (aggregation)	Samling av flere enkeltstående elementer til en felles enhet eller størrelse.
<u>Arsak</u> (cause)	Egenskap ved en aktivitet, gir opphav til en effekt.
<u>Beslutning</u> (desision)	Avgjørelse om en aktivitet skal gjennomføres eller ikke.
<u>Beslutningsfaktor</u>	Et forhold som innvirker på beslutningen.
<u>Beslutningsgruppe/ beslutningstager</u>	Den person eller den gruppe som står ansvarlig for beslutningen.
<u>Effekt</u> (effect)	En forandring som fremkommer av en aktivitet. Forandringen kan medføre konsekvenser/virkninger.
<u>Konsekvens/virkning</u> (impact)	En forandring som påvirker mennesket, menneskets bruk av miljøet, naturen eller ressurstilstanden. Konsekvenser er med andre ord følgende av en effekt.
<u>Metodikk</u> (methodologies)	Metoder for å velge, organisere, evaluere og presentere informasjon om konsekvensene av en bestemt aktivitet og dens alternativer.

<u>Rangering</u> (ranking)	Prioritert rekkefølge av alternativer; på bakgrunn av konsekvensenes betydning. Konsekvensstørrelsen fremkommer ikke.
<u>Skalering</u> (scaling)	Angivelse av konsekvensenes relative størrelse (se også evaluering).
<u>Vektlegging</u> (weighting)	Angivelse av relativ vekt (betydning) på de enkelte konsekvenser, slik at aggregering av konsekvenser kan finne sted. Ved <u>eksplisitt</u> vektlegging gis konsekvensene en numerisk vekt (1,2,3 etc.). Ved <u>implisitt</u> vektlegging gjøres dette uformalisert av en faggruppe.
<u>Tallfesting</u> (scoring)	Angivelse av konsekvensenes betydning i numeriske størrelser (1,2,3 osv.).
<u>Betydning</u> (significance)	Grad av viktighet.
<u>Evaluering</u> (evaluation)	<p>Evaluering er en verdisetting av konsekvensene for å angi deres grad av viktighet (betydning). Denne kan gjøres ved:</p> <ul style="list-style-type: none">- enkel rangering (f.eks. 1ste, 2nen, 3dje osv.)- verbal skalering (f.eks. stor, middels, liten)- tallfesting (f.eks. 1,2,3 osv. angitt på en skala mellom 0 og 10 der 0 er best og 10 dårligst.) <p>(De deskriptive og numeriske verdiene danner den verdiskala som muliggjør en vurdering av grad av betydning, framfor fysisk størrelse. Verdiskalaene - spesielt den numeriske - forenkler aggregering.)</p>
<u>Indikator</u> anvendes (indicator)	<p>En indikator er en karakteristisk egenskap som for å måle endringer i tilstand.</p> <ul style="list-style-type: none">- Kvantitetsindikatorer beskriver mengder.- Kvalitetsindikatorer beskriver kvalitet.- Bruksformindikatorer beskriver brukerinteresser og deres bruksformer.

Konsekvensanalyse/
konsekvensutredning
(impact assessment/
impact statement)

Uttrykket konsekvensanalyse kan defineres som en klart formulert prosess som skal analysere og avveie alle de forandringer og virkninger som fremkommer av en bestemt aktivitet. Resultatet av denne prosessen dokumenteres i form av en konsekvensutredning.

Tiltak
(mitigation)

Med tiltak menes her en handling som har som formål å redusere effektene av en bestemt aktivitet. Tiltak kan være; ikke å gjennomføre deler av en større aktivitet, redusere aktiviteten, igangsette fysiske aktiviteter som reduserer skadevirkningene eller som gir kompensasjon for disse.

Teknikker
(techniques)

Metoder å måle eller forutsi størrelsen av virkningene på.

Klargjøring
(scoping)

Prosedyre med definert innhold som skal legge forholdene til rette for det følgende analysearbeidet. Klargjøring er første trinn i analyseprosessen.

3. MILJØKVALITET, MILJØVIRKNINGER OG ANALYSER

3.1. Innledning

Vurdering av miljøkvalitet og miljøvirkninger inngår i større eller mindre grad, direkte eller indirekte, i flere forvaltningsorganers og forskningsmiljøers daglige arbeidsoppgaver. Behandling av konsesjonssøknader vedrørende utslipp av forurensende stoffer, prioritering av økonomisk støtte for forurensningsbegrensende tiltak, vurdering av fremtidig drikkevannsklausulering, konsesjonsbehandling av vassdragsregulerings saker og utvelgelse og prioritering av verneverdige områder er eksempler på slike oppgaver.

Behandling av disse og beslektede oppgaver, krever god kunnskap om eksisterende miljøkvalitet, hvilke effekter som kan oppstå av en gitt aktivitet og hvilken fremtidig miljøkvalitet dette kan medføre. Fyldestgjørende kunnskap om disse forhold er i dag begrenset til noen få geografiske områder og til enkelte typer eller deler av aktiviteter.

Vurdering av effekter og mulige konsekvenser av et miljøinngrep er i dag i stor grad avhengig av utrederens faglige bakgrunn, innsikt, erfaringsgrunnlag, forvaltningstilhørighet og personlige syn. Dette medfører at forskjellige personer kan vurdere ett og samme saksforhold på forskjellige måter, uten at det dermed kan sies at den ene vurderingsmåten nødvendigvis er bedre enn den andre.

En slik forskjellsvurdering, og derav følgende forskjellsbehandling kan imidlertid lett medføre svekket tillitt til utrederen/forvaltningsorganet og gi konflikter. Innføring av enhetlige metoder for å vurdere miljøkvalitet og miljøvirkninger vil bidra til at slike situasjoner begrenses.

"Analyse av miljøvirkninger" eller også "Miljøvirkningsanalyse" (MVA) angir en prosess som har som målsetting å:

- Oppnå et enhetlig rammeverk for å vurdere miljøvirkninger.
- Sikre at alle vesentlige effekter og konsekvenser blir vurdert.
- Redusere konfliktsituasjoner som skyldes endringer av miljøtilstanden.

- Styrke forvaltningens beslutningsgrunnlag overfor aktiviteter som kan ha vesentlige miljøvirkninger.

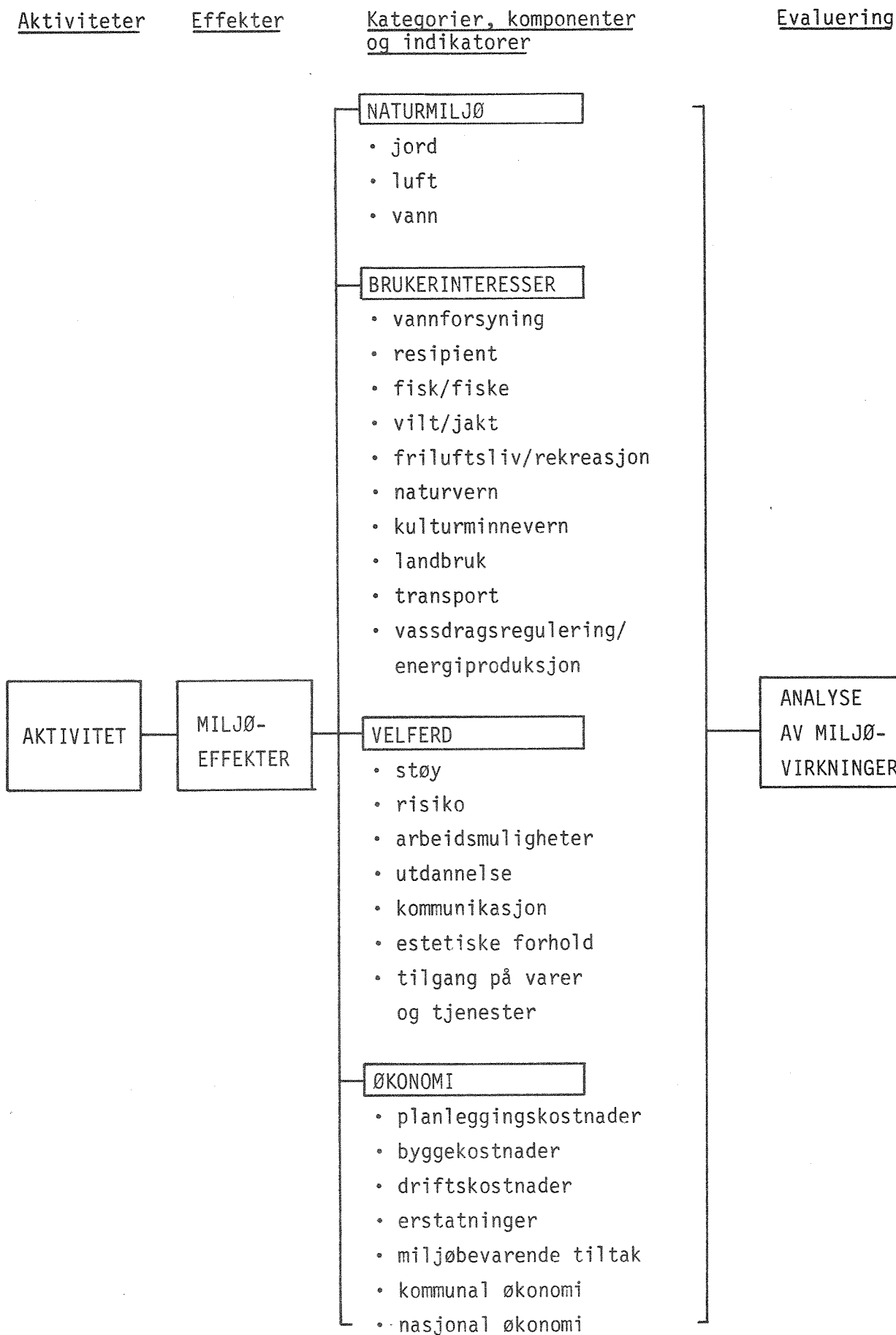
I NOU. 1977:1 "Ny planleggingslov" og i Ot. prp. nr. 22 (1980-81) "Lov om lokal og regional planlegging", ble det foreslått inntatt en prinsippbestemmelse om at påregnelige og vesentlige følger for natur og omgivelser av planer og nye tiltak (aktiviteter) skal klarlegges og gjøres kjent under forberedelsen og i god tid før vedtak og igangsetting. Arbeidet for å klarlegge slike følger betegnes konsekvensanalyser, mens det dokumenterte resultatet betegnes konsekvensutredning. I forslaget til revidert planleggingslov, NOU. 1983:15 "Planlov" og supplement til denne, er prinsippbestemmelsene om slike utredninger ytterligere presisert. Av disse dokumentene fremkommer det at det her benyttede begrepet "Analyse av miljøvirkninger" (MVA) og "konsekvensutredninger" etter planlovens definisjon har den samme overordnede målsetting. MVA må derfor sees som en del av arbeidet med å forsøke og konkretisere en prosedyre og et faglig innhold for slike utredninger.

Som det fremkommer er begrepet konsekvensanalyse/konsekvensutredning en tverrsektoriell prosess/dokumentasjon som skal tilfredsstillе visse krav til gjennomføring og faglig innhold. Frem til idag har begrepene blitt anvendt i arbeid/utredninger som ikke tilfredsstiller en slik bred innfallsvinkel eller et slikt innhold. For å hindre fremtidige sammenblandinger av begreper og reelt innhold er det ønskelig at betegnelsene konsekvensanalyse/-utredning kun anvendes når planlovens krav tilfredsstilles.

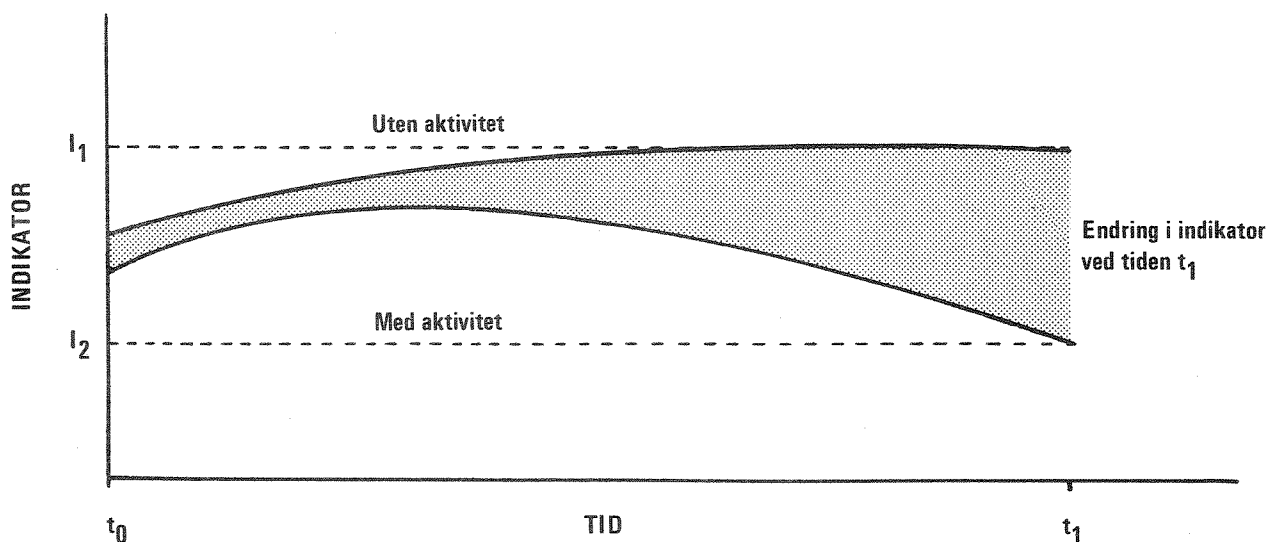
3.2. Bestemmelse av miljøvirkninger

Med miljøvirkninger menes det her følgende av aktivitetens innvirkning på naturmiljøet, brukerinteresser og befolkningens velferd i området som berøres av aktiviteten. Miljøvirkningene omfatter også de økonomiske forhold knyttet til aktiviteten.

En analyse av miljøvirkninger betegner da den prosess, som med et gitt faglig innhold, bidrar til å avklare og avveie følgende av en slik aktivitet. En illustrasjon av hovedelementene som inngår i en "analyse av miljøvirkninger" (MVA) er gitt i figur 1.



Figur 1. Illustrasjon av hovedinnhold i en "analyse av miljøvirkninger".



Figur 2. Bestemmelse av endring i miljøtilstand for en indikator. Endringen angis ved forskjellen i miljøtilstand ($I_1 - I_2$), med og uten prosjektingrep, ved tiden t_1 .

Det ytre miljø er ikke statisk. Det er derfor viktig å skille mellom endringer som skyldes en bestemt aktivitet, og endringer som ikke skyldes denne. Figur 2 gir en illustrasjon av hvordan en bestemt egenskap i miljøet (indikator) endres over tid med og uten aktivitetsendring (f.eks. et prosjektingrep).

Den endring som skyldes aktiviteten fremkommer som forskjellen i miljøtilstand ved et gitt tidspunkt, med og uten aktiviteten. Denne endringen danner grunnlag for å angi virkningene av inngrepet. Virkningene framkommer ved en kombinasjon av effektstørrelse ($I_1 - I_2$) og effektens grad av betydning (vekt).

For å spesifisere, kvantifisere og sammenstille de enkelte effekter og virkninger anvendes det forskjellige teknikker. Neste kapittel beskriver kort noen av disse.

4. TEKNIKKER FOR Å VURDERE MILJØVIRKNINGER

Analyseprosessen som skal til for å vurdere virkningene av en bestemt aktivitet innbefatter håndtering av en stor datamengde. En rekke forskjellige teknikker har vært anvendt som hjelpemiddel i denne prosessen, med det felles mål å bidra til:

1. Organisering av en stor og heterogen datamengde
2. Summering av data
3. Aggregering av data til en mindre og mer håndterbar informasjonsmengde uten at vesentlig informasjon mistes
4. Trekke ut viktig informasjon
5. Bearbeiding og presentasjon av informasjon på en hensiktsmessig måte.

4.1. Oversikt over utvalgte teknikker:

Det foreligger et stort antall teknikker som, i større eller mindre grad, er velegnet og/eller anvendt i arbeid med analyse av miljøvirkninger. I det følgende vil det bli gitt en kortfattet oversikt over noen av disse. I tabell 1 er det gitt oversikt over utvalgte teknikker og hvilke elementer i en analyseprosess de kan bidra i.

Aritmetrisk midling

Aritmetrisk midling er en teknikk basert på summering av alle verdier i et sett og deretter divisjon med antall verdier i settet. Dette er en standard teknikk for å summere et antall verdier til ett enkelt tallsett.

Brain-storming

Brain-storming kan være strukturert eller ustrukturert. I begge tilfelle er det en fri meningsutveksling mellom fagfolk. Formålet er å velge, ut fra et stort antall "ideer", de beste ideene (Anderson, 1973).

TEKNIKK	ELEMENTER I EN ANALYSEPROSSE	Identifisering av effekt	Beskrivelse av effekt	Fordeling av effekt	Måling av virkning	Transformering av skala	Rangering/vektlegging	Aggregering av virkninger	Sensitivitetsvurdering	Usikkerhetsvurdering
Aritmetrisk midling					X		X	X		
Brain-storming	X									
Sjekklistor	X									
Clusteranalyse		X								
Consensus					X	X	X			
Konservative verdier									X	X
Korrelasjonstester					X		X			
Cost-Benefit analyser			X				X			
Beslutningstre										X
Delphi-teknikk					X	X	X			
Etterspørselnivå					X					
Differensiering									X	
Direkte måling					X					
Dominans								X		
Ekvivalens					X					
Forventet verdi										X
Ekspertvurdering	X	X	X	X	X	X				
Faktoranalyser						X			X	
Spill									X	
Mål formulering	X	X								
Indikator/indeks					X	X		X		
Lexicografisk rangering								X		
Linguistisk analyse					X					
Kartfesting								X		
Allokeringsmatriser				X						
Kryssmatriser										X
Målsettingsmatriser	X									
Anvendbarhetsmatriser							X			
Årsak-virkningsmatriser								X		
Nettverk	X									
Opinionsmåling					X		X			
Overlapping								X		
Parvis sammenligning					X		X			
Preferenseindeks							X			
Sansynlighetsfordeling										X
Scenarios										X
Simulering									X	
Strukturert verdianalyse		X	X		X	X	X	X	X	
Trendanalyser					X					

Tabell 1. Klassifisering av forskjellige teknikker.

Sjekklister

Sjekklister er en av de mest vanlige teknikker for å identifisere og standardisere aktiviteter som må inngå i analysen. Sjekklister sikrer at alle forhold som er av interesse blir behandlet. De gir også eksplisitt uttrykk for hvilke aktiviteter som har blitt vurdert, og om de er av stor eller liten betydning. Sjekklister har vært benyttet for å vurdere om omfattende analyser har vært nødvendig, eller som en bekreftelse på at slike ikke er nødvendig (Golden et al. 1973; Andrews, 1973).

Clusteranalyse

Clusteranalyse innbefatter en gruppering av beslektede elementer i et organisert, oftest hierarkisk mønster (Day og Heller, 1971).

Consensus

Consensus er en interaktiv kommunikasjonsteknikk, brukt av en gruppe mennesker inntil gruppen kommer frem til en felles "gruppe-verdi" (Jantsch, 1967).

Konservative verdier

Metoden innbefatter valg av det minst ønskelige resultat som kan fremkomme av en bestemt aktivitet. Benyttes for sensitivitetsanalyser og usikkerhetsvurderinger.

Korrelasjoner

Korrelasjoner er en statistisk teknikk, benyttet for å bestemme avhengigheten mellom variable størrelser.

Cost-Benefit analyser

Cost-Benefit analyser er en teknikk som sammenligner fordeler og ulemper (virkninger) av en aktivitet med kostnadene av å gjennomføre aktiviteten. I praktisk anvendelse forutsettes det at alle fordeler og ulemper kan angis i monetære enheter (d.v.s. i kroner og øre. Dette begrenser metodens bruksområde (Gsellman, 1977).

Beslutningstre

Beslutningstre benyttes for å beskrive/illustrere alternative resultater av en aktivitet, relatere disse til alternative beslutninger og angi virkningene av beslutningene. Beslutningstreet er hierarkisk og tillater derfor en logisk og trinnvis fremdrift i arbeidet (Moskowitz, 1973).

Delphi-teknikk

Siden Delphi-teknikken ble introdusert i 1964 har denne undergått flere modifikasjoner. Den grunnleggende egenskapen er imidlertid beholdt; å tvinge en gruppe fagfolk (ekspertpanel) til å tenke strukturert og anvende eksplisitte antagelser for dermed å oppnå en vurdering av virkninger av et inngrep (Turoff, 1972; Hill and Fowles, 1975; Brockhaus, 1975).

Etterspørselnivå

Etterspørselnivå er en vurdering av forventet virkning ut fra en forventet etterspørselskurve. Anvendes i Cost-Benefit analyser (Cicchetti et al., 1972).

Differensiering

Differensiering er en matematisk metode som angir grad av forandring for en parameter i relasjon til forandring i verdi for en annen parameter. Anvendes ved sensitivitetsanalyser.

Direkte måling

Direkte målinger er ett av de første trinn som må gjennomføres i en analyse av miljøvirkninger, og omfatter alle rådata som er nødvendige i prosessen.

Dominans

Måte å angi flerdimensjonal representasjon av verdien av forskjellige alternativer på; ved å finne et alternativ hvor alle (eller flest mulige) elementene har verdier lik eller større verdier for et korresponderende element. Teknikken anvendes innenfor samfunnsvitenskapen, men har i senere tid også blitt anvendt innen mer naturvitenskapelige disipliner (Foldes, 1972).

Ekvivalens

Ekvivalens går ut på å måle virkninger av et inngrep i en verdienhet som kan betraktes som ekvivalent eller som kunne ha blitt anvendt som et substitutt. Anvendes innen samfunnsvitenskaplige disipliner (Rainer and White, 1969).

Ekspertvurdering

Ekspertvurderinger, anvendt for å angi mulige effekter og virkninger av et inngrep, har vært og vil fortsatt være en sentral og nødvendig metode. Man må imidlertid være oppmerksom på at også eksperter har sine "kjepphes-ter" og faglige begrensninger.

Faktoranalyse

Faktoranalyse er en strukturert teknikk for flerdimensjonal analyse hvor den statistiske korrelasjon mellom variabler i n -dimensjoner anvendes for å utrede en orthogonal basis i m -dimensjoner ($m \leq n$). Den nye basis antas å representere et sett av m gjensidig uavhengige "faktorer" som gir uttrykk for forskjellen mellom variablene. Faktoranalyse anvendes for å redusere en kompleks datamengde.

Spill

Metoden innbefatter bruk av modeller og datamaskiner for å belyse årsak-virkningsforhold. Spill kan betraktes som et hjelpemiddel i erfaringsoppbygging, som en forskningsmetode og som et planleggingsinstrument. Antas å få økt grad av anvendelse (Armstrong og Hobson, 1970).

Målformulering

Målformulering er en systematisk prosedyre for å oppnå en økt grad av målspesifisering og konkretisering, slik at spesifikke virkninger kan konkretiseres ytterligere (Awerbuch og Wallace, 1977).

Indikatorer og indekser

En indikator er synonymt med en karakteristisk egenskap og anvendes for å måle endringer i denne egenskapen. Indekser representerer en integrering av flere indikatorer til ett felles karaktertrekk, og anvendes på samme måte som indikatorene til å angi status og endringer i miljøet. Bruk av indikatorer/indekser og forskjellige metoder for å verdisetze endringer i disse, anvendes i utstrakt grad og er toneangivende i de fleste miljøvirkningsanalyser. Bruk av vannkvalitetsindekser er ett eksempel på slike metoder (Bisselle, 1977; Bennington et al., 1974; Dee et al., 1972).

Lexicografisk rangering

Lexicografisk rangering er en ordning av vektorer, elementer eller numeriske verdier på en måte som kan sammenlignes med alfabetisk nummerering. Metoden er anvendbar ved verdisetting av vektorer for inkommensurable virkninger, hvis den relative betydning av virkningene kan bestemmes på en ordinal og ikke en "interval" eller "ratio" skala (Thuesen, 1971).

Linguistisk analyse

Linguistisk analyse er omforming av en kvalitativ deskriptiv beskrivelse til en numerisk størrelse, basert på konkrete tallverdier eller matematiske konverteringsfunksjoner tilpasset hvert element som beskrives (Yu, 1973).

Kartfesting

Kart representerer en av de enkleste måter å presentere/illustrere miljødata på. Nye produksjonsteknikker basert på digitalisering av standard kartinformasjon og kobling med EDB-baserte dataregistre, muliggjør en raskere, enklere og større grad av fleksibilitet i kartpresentasjonen enn tidligere (McHarg, 1969; Brugård, 1981).

Matriser

Av alle metoder som anvendes for å angi miljøvirkninger, er matriser av de mest benyttede. Generelt sett består matrisens hode av informasjon om den aktuelle aktivitet. I kolonnen står de kriterier som skal vurderes. I

kryssningspunktet mellom kolonnen og matrisens hode settes et tegn som angir grad av samvirke mellom disse to informasjonstypene. Grovt sett kan man inndele matriser i 5 typer (Pinkel, 1969; Leopold et al., 1971):

- Allokeringsmatriser angir en fordeling av virkninger, og hvor virkningsstørrelsen for hvert kryssningspunkt fremkommer som et veiet produkt. Både matrisens kolonne og hode er normalisert slik at summen av verdsettingen i hver av disse er en enhetssum (f.eks. 1,10 eller 100).
- Kryssmatriser angir en numerisk størrelse for sammenhengen mellom informasjonen i matrisens hode (årsaksinformasjon) og matrisens kolonne (virkningsinformasjon).
- Målsettingsmatriser angir grad av måloppfyllelse for hvert aktivitets-element ved hjelp av en vektor. Som et minimum må vektorens retning fremkomme.
- Anvendbarhetsmatriser angir den numeriske størrelsen på produktet av veiet informasjon i hodet og kolonnen. Likheten med allokeringsmatriser er stor.
- Årsak - virkningsmatriser angir samhörighet mellom egenskaper ved aktiviteten og mulige virkninger av disse.

Nettverk

Nettverksmetoden bygger på sammenhengen: initierende faktor/effekt/konsekvens. Hver initierende faktor gir opphav til en bestemt effekt med følgende konsekvenser. Metoden gir, mer enn noen annen metode, sammenheng mellom initierende faktorer (f.eks. et inngrep) og det spekter av effekter og konsekvenser som oppstår. Vanskelige og komplekse problemstillinger vil kunne bli lettere håndterbare ved hjelp av nettverksmetoden (Sorenson, 1971).

Opinionsmåling

Med opinionsmåling menes her en metode som kombinerer utsagn med en antatt "utsagnskraft" som er spesifikk for den som kommer med utsagnet. F.eks. dersom man finner at et bestemt inngrep berører en gitt interesse (f.eks.

friluftsliv) kan man finne en "gjennomsnittlig konsekvensverdi" ved å tillegge uttalelsene fra forskjellige organisasjoner/enkeltpersoner forskjellig vekt.

Overlapping

Med "overlapping" menes en teknikk der forskjellige kart legges oppå hverandre for å illustrere fordeling og grad av samhörighet for den informasjon som de enkelte kartene består av. Teknikken er spesielt anvendbar når alle temaene kan bli systematisk definert, kartfestet og gitt forskjellig vekt (McHarg, 1969).

Parvis sammenligning

Dette er en metode for å rangere n forskjellige elementer ved å vurdere disse mot hverandre til totalt $\frac{1}{2}(n)(n-1)$ par x_i, x_j , der x_i er enten bedre, dårligere eller ekvivalent med x_j (Green og Rao, 1971).

Preferanse index

Denne metoden omformer parvis sammenligning av n forskjellige elementer til en numerisk rangering etter elementenes preferanseverdi (Koo og Hasenkamp, 1972).

Sansynlighetsfordeling

Fordeling av elementer, etter en repeterende stokastisk prosess som tilfredsstillter sansynlighetsteorien (Shubik og Brewer, 1972).

Scenarios

Scenarios er alternative beskrivelser av fremtiden og følgende av de forskjellige alternative beskrivelsene.

Simulering

Simulering er anvendelsen av matematiske modeller for å beskrive bestemte egenskaper og hvordan disse endres. Input-output modeller har blitt anvendt

for å beskrive miljøvirkninger i relasjon til teknologisk utvikling (Herzog, 1973). Simulerings modeller forventes å få økt anvendelighet, også innen analyse av miljøvirkninger.

Strukturert verdianalyse

Metoden bestemmer virkningene av et tiltak ved et abstrakt sett av verdikriterier. I analysen benyttes bedømmelsen fra fagfolk for å skaffe tilveie informasjon om forhold som man ikke har håndfaste data om. En strukturert verdianalyse er også en prosedyre som bryter ned en sammensatt beslutningsprosess til et sett av enkle, men gjensidig avhengige beslutninger. Hver av disse beslutningene blir så kvantifisert og kombinert, på bakgrunn av retningslinjer utarbeidet av beslutningstageren, til en enkel verdi for den gitte aktivitet. Analyseprosessen innebærer; identifisering av variable, etablering av måleskala for disse, utarbeide verdifunksjoner (funksjonell sammenheng mellom virkning og virkninger betydning), vektlegging og beregne en "strukturert verdi" samt gjennomføre en sensitivitetsanalyse (MITRE, 1972).

Trendanalyse

Trendanalyser er metoder for å angi fremtidig tilstand, basert på tidligere utvikling og innvirkende faktorer fremtidsutvikling (Martino, 1972).

5. VURDERING AV TIDLIGERE EVALUERINGSMETODER

På tross av at det er nedlagt et betydelig arbeid for å utarbeide systematiske prosedyrer for å vurdere miljøvirkninger, har man ikke oppnådd enighet om bruk av én bestemt prosedyre. Dette skyldes dels vanskelighetene med å kvantifisere virkninger - på grunn av naturens kompleksitet - og dels forskjellige naturlige forutsetninger i de miljøene som skal vurderes.

Alle forsøk på å utarbeide kvantifiserbare metoder ved bruk av f.eks. sjekklister, matriser, nettverk, overlapping, matematiske modeller, har derfor vært preget av subjektivitet og utrederenes faglige forutsetninger.

Sansynligvis er dette et forhold man bare må leve med - både på godt og ondt. Analyseprosedyrene og deres faglige innhold kan da tilpasses de enkelte land og de forskjellige miljø analyseprosedyrene skal tjene.

Det er imidlertid mange viktige erfaringer å hente fra land som har hatt slike prosedyrer i bruk i flere år. Og mange av de mest anvendte og aksepterte prosedyrene for å evaluere miljøvirkninger, bygger på et mindre antall, men felles grunnleggende forutsetninger og teknikker.

U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station har gjennomført studium av 54 evalueringsmetoder, for å vurdere metodenes anvendbarhet i forbindelse med vassdragsinngrep (Solomon et al., 1977). Følgende to basiskriterier ble benyttet for å velge ut metoder for videre studium:

- a) At metoden har vært anvendt tidligere
- b) At metoden vil kunne være egnet i forbindelse med vassdragsinngrep.

Totalt 21 av metodene tilfredsstilte ett eller begge basiskriteriene.

Ytterligere 19 kriterier ble utarbeidet for å vurdere disse 21 metodene. På bakgrunn av denne analysen fant man at 8 av metodene var tilstrekkelig interessante for videre studium. Avslutningsvis ble disse 8 metodene vurdert mot ytterligere 7 nye vurderingskriterier. Ingen av metodene tilfredsstilte samtlige 7 kriterier. Imidlertid inneholdt hver av disse 8 metodene

en teknikk som man mente var viktig for å gjennomføre en analyse av miljøvirkninger av vassdragsinngrep. Disse teknikkene omfatter vektlegging, skalering, hensiktsmessig aggregering og presentasjon.

Følgende 8 metoder inngikk i den endelige vurderingen:

- a) The Battelle Environmental Evaluation System (Dee et al, 1972).
- b) The Tulsa District method (U.S. Army Engineer District, Tulsa, 1972).
- c) The Multiagency Task Force method (Bureau of Reclamation, 1972).
- d) The Environmental Impact Center method (Environmental Impact Center, Inc., 1973).
- e) The Battelle Water Resources Project method (Battelle-Columbus Laboratories 1974a).
- f) The Battelle Dredging Assessment method (Battelle-Columbus Laboratories 1974b).
- g) The Lower Mississippi Valley Division method (U.S. Army Engineer Division, Lower Mississippi Valley, 1976).
- h) The Soil Conservation Service Guide to Environmental Assessment (Soil Conservation Service 1974).

På bakgrunn av dette vurderingsarbeidet ble det fremmet forslag til en metode for å vurdere miljøvirkninger av vassdragsinngrep. Metodens enkelte komponenter framkomer av tabell 2. Metoden betegnes: "Water Resources Assessment Methodology (WRAM) for impact assessment and alternative evaluation".

Oversikt over hvilke 54 evalueringsmetoder som inngikk i studiet, de enkelte kriterier som ble benyttet og en oversikt over viktige egenskaper for de siste 8 metodene, er gitt i vedlegg I.

Tabell 2. Hovedkomponenter i metoden: "Water Resources Assessment Methodology (WRAM). (Solomon et al., 1977).

<p>I. Interdisciplinary Team</p> <p>A. Selection</p> <ol style="list-style-type: none">1. Select members of interdisciplinary team.2. Designate team leader. <p>B. Review and Familiarization.</p> <ol style="list-style-type: none">1. Review study area history.2. Visit study area.
<p>II. Assessment Variables</p> <p>A. Selection</p> <ol style="list-style-type: none">1. Assemble list of mandatory* or critical** variables for each of the four national accounts (EQ, NED, SWB, and RD).†2. Use criteria questions or weighting portion of weighted rankings technique, along with professional judgment, to select additional relevant variables.3. Identify any resulting interactive or cross-impact variables or categories. <p>B. Environmental Inventory</p> <ol style="list-style-type: none">1. Assemble extant baseline data for selected variables.2. Identify variables with data deficiencies.3. Use weighted rankings technique and other criteria to allocate manpower and funding resources to data collection effort.4. Conduct field studies or assemble information on data-deficient input variables.
<p>III. Impact Prediction, Assessment, and Evaluation</p> <p>A. Prediction and Delineation</p> <ol style="list-style-type: none">1. Predict changes in each variable for each alternative plan and the no-action alternative using available techniques and/or professional judgment.2. Delineate potential impacts of alternatives.3. Highlight significant impacts and "red flag" any critical issues. <p>B. Weighting and Scaling</p> <ol style="list-style-type: none">1. Use weighted rankings technique to determine relative importance coefficients (RIC) for each variable.2. Scale predicted impacts through development of alternative choice coefficients (ACC) or use of function graphs or linear scaling. <p>C. Evaluation and Interpretation of Results</p> <ol style="list-style-type: none">1. Multiply RIC's by ACC's to obtain final coefficient matrix. Sum coefficient values for each alternative.2. Use values in final coefficient matrix as basis for description of impacts of alternatives and trade-offs between alternatives.3. Discuss any critical issues and predicted impacts.
<p>IV. Documentation of Results</p> <p>A. Rationale</p> <ol style="list-style-type: none">1. Describe rationale for selection of decision variables.2. Describe procedure for impact identification and prediction, and rationale for weighting, scaling, and interpreting results. <p>B. Referencing of Sources of Information</p> <p>C. Decision on Environmental Impact Statement</p>
<p>* Mandatory = variables required by legislation or regulations.</p> <p>** Critical = variables that are not mandatory but usually impacted by water resources projects.</p> <p>† EQ = Environmental Quality NED = National Economic Development SWB = Social Well-Being RD = Regional Development</p>

6. ANALYSE AV MILJØVIRKNINGER - FORSLAG TIL PRINSIPIELLE KRAV

6.1. Generelle krav til analyseprosessen

1. Gjennomfør en grov identifisering av miljøet og mulige virkninger.
2. Etabler en arbeidsgruppe som består av fagfolk fra alle berørte interessekategorier.
3. Etabler kontakt til lokalsamfunn/brukere slik at det sikres en god brukermedvirkning i prosessen. Slik brukermedvirkning er viktig bl.a. fordi:
 - a) Brukerne er en basiskilde, i mange tilfelle den eneste kilden, til kunnskap og holdninger som er nødvendig for å gjennomføre analysen.
 - b) Brukerne får innvirkning på analysearbeid i en tidlig fase, og derved reduseres mulighetene for konflikter på et senere tidspunkt til et minimum.
 - c) Brukerne vil kjenne igjen sine egen synspunkter, og se disse i en større sammenheng.
4. Dokumentasjonen av analysearbeidet bør gjennomføres på en slik måte at en uinnvidd person lett kan forstå de beslutninger som fattes og grunnlaget for disse. Videre skal dokumentasjonen:
 - a) være lett tilgjengelig
 - b) primært fokusere på de viktige virkninger
 - c) være analytisk framfor deskriptiv
 - d) inneholde informasjon som er rettet mot beslutningstagerens behov
 - e) gi en detaljert oversikt over de økonomiske og tekniske del-analysene for de enkelte alternative planene.

6.2. Valg av metode

Når man skal velge metode(r) til bruk i analyseprosessen, bør det legges vekt på at den/de tilfredsstillende følgende kriterier:

- a) Sektorovergripende. Alle effekter og virkninger som kan oppstå ved inngrepet må kunne behandles.

- b) Problemorientert. Kunne adskille og fremheve de forhold som anses å være av stor viktighet.
- c) Fleksibel. Alle arealstørrelser og arealtyper må kunne behandles. Geografisk uavhengighet, og dermed følsomhet for variasjoner mellom forskjellige geografiske regioner er viktig.
- d) Formell. Analysene over mulige virkninger bør bære formelle. Det samme gjelder vurderingene av basis-tilstanden, dvs. "før"-tilstanden. Manglende datagrunnlag og utilstrekkelig faglig kunnskap om virkningsforholdene kan imidlertid gjøre det vanskelig å oppnå dette. Kombinasjon av formaliserte analyser og faglig skjønn blir derfor ofte nødvendig.
- e) Anvendbarhet. Metoden(e) må ikke være for komplisert eller tidkrevende å anvende.
- f) Reproduserbarhet. Resultatene må/bør være reproduserbare; dvs. metoden(e) må dokumenteres.
- g) Dynamisk. Metoden(e) må være åpen for tilpassninger etter hvert som ny kunnskap erverves.

6.3. Analyseprosessen

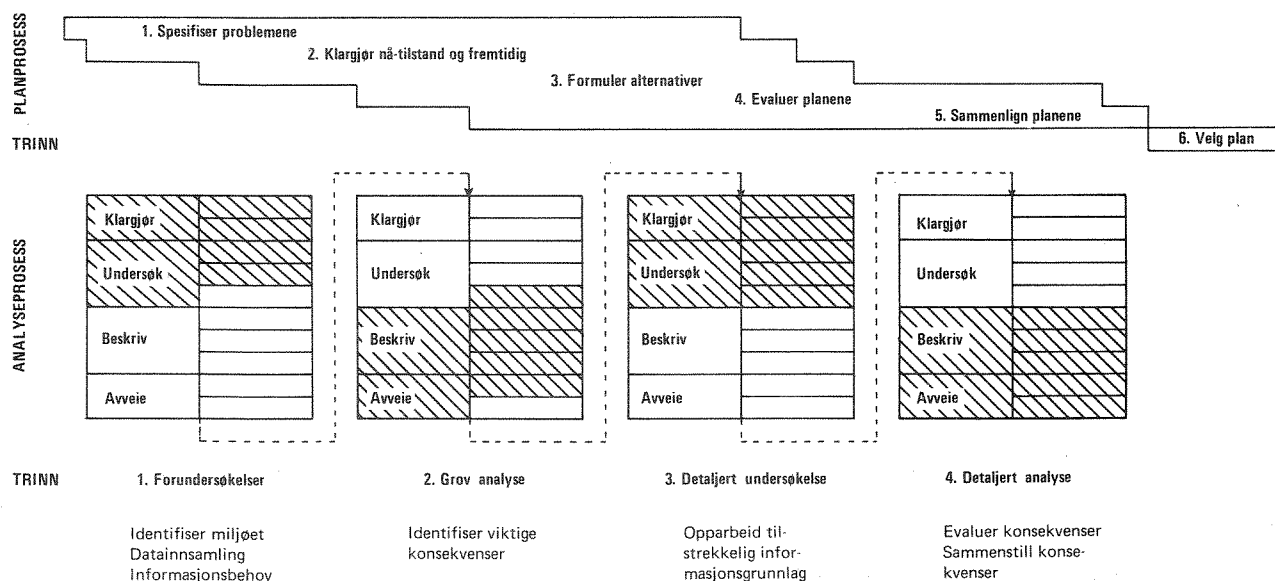
Analyseprosessen, som også utgjør en del av den generelle planleggingsprosessen, kan inndeles i 4 faser med tilhørende 10 aktiviteter. Følgende faser inngår (tabell 3):

- klargjøringsfase
- undersøkelsesfase
- beskrivende fase
- avveiende fase.

Selv om det anvendes fire adskilte faser, er det et nært samspill mellom disse og aktivitetene innen de enkelte fasene. Analyseprosessen vil ofte være rullerende, dvs. at man må gå gjennom de enkelte fasene og aktivitetene flere ganger.

Tabell 3. Analyseprosess i faser og aktiviteter.

FASER	AKTIVITETER
Klargjøre	1. Identifiser miljøet 2. Utarbeid rammeverk for analysen
Undersøke	3. Beskriv nå-tilstanden 4. Fremtidig tilstand uten inngrep 5. Fremtidig tilstand med inngrep
Beskrive	6. Identifiser effektene 7. Beskriv effektene 8. Bestem de viktigste effektene
Avveie	9. Evaluering 10. Angi en samlet miljøvirkning



Figur 3. Sammenheng mellom planprosessen, analyseprosessen og de enkelte trinn i disse prosessene.

På samme måte som det er sammenheng mellom analysefasene og aktivitetene er det sammenheng mellom analyseprosessen og den generelle planleggingsprosessen. Også her er det som oftest nødvendig å gjenta de enkelte fasene og aktivitetene innen disse, og da med økende grad av detaljeing. En slik gradvis måte å arbeide seg gjennom prosessen på kalles for trinn i prosessen.

I figur 3 er det angitt sammenhengen mellom planleggingsprosessen og analyseprosessen og de enkelte trinn disse løper gjennom.

Trinn

Trinn 1 i analyseprosessen inneholder en forundersøkelse som skal identifisere miljøet, utvikle et rammeverk for prosessen og samle inn aktuell og lett tilgjengelig informasjon. Et utilstrekkelig informasjonsgrunnlag danner utgangspunkt for utvidet datainnsamling.

Trinn 2 skal identifisere de effektene som kan oppstå å gi oversikt over de antatt viktigste konsekvensene. Dette muliggjør fokusering på de mest sentrale virkninger og klargjøring av om informasjonsgrunnlaget er tilstrekkelig for analysen. Resultatene fra trinn 2 i analyseprosessen vil gi tilbakespill til trinn 3-5 i planprosessen slik at alternativene kan omformuleres. Siden en vesentlig del av tidsforbruket i planprosessen anvendes på å utarbeide alternative planer, vil dette trinnet i analyseprosessen som oftest bli gjentatt flere ganger.

Trinn 3 i analyseprosessen inneholder en detaljert undersøkelse, slik at man oppnår et tilstrekkelig godt informasjonsgrunnlag for den endelige analysen. Arbeidstrinnet skal også inneholde en programformulering for etterundersøkelser.

Trinn 4 skal identifisere, beskrive og evaluere de enkelte effekter og konsekvenser av disse for hver enkelt alternativ plan. Resultatet skal gi beslutningstageren et rimelig godt grunnlag for å vurdere de totale konsekvenser og dermed grunnlag for å kunne velge hvilken plan som bør gjennomføres (trinn 6 i planleggingsprosessen).

Aktiviteter

Selve analyseprosessen består som nevnt av 10 aktiviteter, fordelt på fire faser (tabell 3).

Aktivitet 1. Identifisering av naturmiljøet. Denne aktiviteten gjennomføres for å identifisere miljøet og egenskaper ved dette som skal analyseres i de senere aktivitetene. Dette gjøres ved å gå inn i planprosessens trinn 2 og hente ut informasjon. Informasjonen skal være relevant og omhandle forhold som sansynligvis kan bli berørt av aktiviteten.

Relevant og viktig informasjon er informasjon som institusjonelt, almengyldig eller naturvitenskaplig er ansett som viktige for samfunnet. Dette er informasjon som fremkomer fra lovverket, stortingsmeldinger, offentlige utredninger, fylkes- og generalplaner, meningsmålinger, teknisk- naturvitenskapelige utredninger m.m.

En vurdering av forhold som kan bli berørt, gjøres ut fra en faglig vurdering av sansynligheten for at aktiviteten kan ha direkte, indirekte eller kumulativ effekt på miljøet.

Informasjon som fremkommer fra trinn 2 i planprosessen skal være tilstrekkelig for å gjennomføre denne aktiviteten.

Fremtidig miljøtilstand - basert på en naturlig økologisk utvikling - må også vurderes for å avgjøre om aktiviteten vil innvirke på denne utviklingen.

Man bør sikre at brukermedvirkningen ivaretas. Lokalsamfunnet vil kunne gi viktig informasjon om hvilke forhold som vil være av størst viktighet.

Aktivitet 2. Utarbeide rammeverk for analysen. Denne aktiviteten gjennomføres for å spesifisere hvordan forandringer i miljøtilstanden skal angis eller beskrives. Miljøtilstanden eller egenskaper ved miljøet karakteriseres ved hjelp av indikatorer. Indikatorene anvendes for å måle eller beskrive eksisterende og fremtidig tilstand og effektene av de alternative planene. For hver indikator angis en enhet (numerisk eller deskriptiv) som muliggjør kvantifisering av denne. Veiledere for å avgjøre om en effekt

har positiv eller negativ innvirkning på indikatorene, og metodikk som muliggjør måling eller beskrivelse av indikatorene langs en enhetsskala må utarbeides.

Antallet indikatorer må være tilstrekkelig for å kunne måle eller beskrive endringer i miljøet. Da indikatorene er den grunnleggende faktor for informasjonsmengde og nivå, er det viktig at antallet indikatorer holdes på et hensiktsmessig ambisjonsnivå.

Enhetsfastsettelsen for hver indikator skal gis ut fra indikatorens naturlige innhold. Dersom indikatoren er "areal" gis den enheten m^2 eller km^2 .

En veileder for å vurdere endringer i indikatorene kan ta utgangspunkt i formaliserte krav (f.eks. krav til drikkevannskvalitet), naturvitenskapelige erfaringer (f.eks. terskelkonsentrasjon av et stoffs giftvirkning overfor fisk) eller erfaringsgrunnlag fra tidligere prosjektarbeider (f.eks. verneplaner).

For hver indikator skal det også forligge en metodikk for å måle eller beskrive indikatoren. Både eksisterende og fremtidig tilstand for indikatoren skal inngå. Indikatorens enhetsfastsettelse skal anvendes ved denne beskrivelsen.

Hvis hverken enhet, veileder eller metodikk kan spesifiseres for en gitt indikator, skal indikatoren ikke brukes.

Aktivitet 3. Beskrivelse av nå-tilstand. Det gjøres innsamlinger av data-materiale som kan anvendes til å måle eller beskrive miljøets nå-tilstand og utvikling. Eksisterende tilstand og trender skal beskrives kvantitativt og kvalitativt ved hjelp av de valgte indikatorer.

Denne aktiviteten er en del av trinn 2 i planprosessen (fig.). Den skal begynne med en gjennomgang av informasjonsgrunnlaget i denne for å avgjøre om de aktuelle indikatorene inngår. Hvis dette informasjonsgrunnlaget ikke er tilstrekkelig, eller for gammelt, skal det gjennomføres et program for å forbedre dette.

Et slikt program skal framskaffe informasjon etter det rammeverk som er utarbeidet i de tidligere aktivitetene. Programmet skal gjennomføres tilstrekkelig tidlig for å sikre at informasjonen er tilgjengelig ved evalueringen. Informasjonsgrunnlaget bør kontrolleres regelmessig slik at man er sikker på at det er tilstrekkelig detaljert og komplett for analysearbeidet.

Aktivitet 4. Fremtidig tilstand uten prosjektinngrep. Her skal det utarbeides en beskrivelse av fremtidig miljøtilstand uten at prosjektinngrepet finner sted. Beskrivelsen skal følge samme mønster og bruke de samme indikatorer som er anvendt tidligere.

Også denne aktiviteten er en del av trinn 2 i planprosessen.

Fremtidig tilstand uten prosjektinngrep ansees som den mest sannsynlige tilstand basert på følgende:

- a) trend og eksisterende tilstand fra aktivitet 3
- b) andre tilgjengelige fremtidsanalyser (f.eks. befolkningsutvikling, reguleringsplaner etc.)
- c) tidligere institusjonelle handlingsmønstre; dvs. hvordan forvaltningspraksis har endret seg med tiden
- d) direkte, indirekte og kumulative effekter av eksisterende eller andre fremtidige menneskelige aktiviteter
- e) direkte, indirekte og kumulative effekter som skyldes naturlig utvikling (suksesjon)
- f) kjente effekter av lignende prosjektinngrep i et sammenlignbart miljø.

Fremtidig tilstand bør angis ved flere tidspunkter (faser) i løpet av et gitt tidsrom (f.eks. 50 år). Flere enn 5 slike faser er lite hensiktsmessig; sannsynligvis vil 3 være tilstrekkelig.

Aktivitet 5. Fremtidig tilstand med prosjektinngrep. Aktiviteten innbefatter en måling eller beskrivelse av forventet fremtidig tilstand etter at prosjektinngrepet er gjennomført. Alle aktuelle alternativer skal vurderes. Det anvendes samme rammeverk som tidligere.

Aktivitet 6. Identifiser effektene. I denne aktiviteten skal effektene på hver indikator bestemmes. Effektene fremommer ved endring i indikatorene ved ett eller flere av de fremtidige tidspunkter (faser) i forhold til fremtidig tilstand uten prosjekt.

Aktivitet 7. Beskriv effektene. De identifiserte effektene fra aktivitet 6 skal beskrives. Beskrivelsen skal omfatte både lokalisering, varighet og størrelse.

Lokaliseringen er der hvor effekten forventes å oppstå. Lokaliseringen skal gjøres ved en naturlig geografisk stedfesting og så eksakt som mulig. Eksempler på slik lokalisering kan være:

- a) elvestrekning mellom x og y
 - b) innen en radius på x km fra punkt y
 - c) UTM-koordinater
 - d) vassdragsnummer
 - e) nedbørfeltet til
 - f) fjellområdet nord-vest for
 - g) kommune y
- m.fl.

Varigheten er den tid (tidsrom) som effekten forventes å gjelde for. Varigheten kan være kortere eller lengre enn det planleggingsperioden dekker.

Størrelsen angis ved differansen for indikatoren, med og uten prosjekt, ved et gitt fremtidig tidspunkt. Størrelsen angis med andre ord ikke i forhold til før-tilstanden.

Andre karakteristiske effekter kan også anvendes dersom de er relevante og anvendbare i beslutningprosessen. Slike karakteristikk kan være: reversibilitet, kompenserende effekter, kompensasjonstiltak m.fl.

Aktivitet 8. Bestemmelse av viktige effekter. Her skal det vurderes hvilke av de nevnte effekter som har størst betydning (konsekvenser) på samfunnet. Betydningen vurderes ut fra en institusjonell, almen og teknisk/naturvitenskapelig synsvinkel.

Betydning i en institusjonell sammenheng inkluderer viktigheten ovenfor forvaltningsapparatet, lovverket og viktige interessegrupperinger.

Betydning fra en almen synsvinkel omfatter de effekter som befolkningen engasjerer seg i. Hvilke effekter dette gjelder fremkommer i form av kontroversitet, konfliktsituasjoner, opposisjonsskriv, støtteskriv, meningsmålinger, massemedia etc. Innarbeidede skikker og tradisjoner inngår også som grunnlag for å vurdere hva som er av betydning for befolkningen.

Betydning basert på en teknisk- naturvitenskapelig innfallsvinkel betyr at grad av viktighet er basert på vitenskapelige kriterier, og etter en kritisk vurdering.

Aktivitet 9. Evaluering. I denne aktiviteten gjennomføres en evaluering, dvs. verdisetting av konsekvensenes grad av viktighet. Konsekvensene kan være enten positive eller negative. Aktiviteten bør gjennomføres i to trinn. I det første trinnet verdisettes "ønskeligheten" av virkningene ved hjelp av veilederen. I det andre trinnet verdisettes virkningene på miljøtilstanden.

Konsekvensene verdisettes som positive eller negative etter følgende kriterier:

1. Konsekvensen er positiv hvis indikatoren for fremtidig tilstand med inngrep, er nærmere veilederens indikator enn det indikatoren for fremtidig tilstand uten inngrep er.
2. Konsekvensen er negativ hvis indikatoren for framtidig tilstand uten inngrep, er nærmere veilederens indikator enn det indikatoren for fremtidig tilstand med inngrep er.
3. Hvis indikatoren for fremtidig tilstand med eller uten inngrep varierer over tid mellom positiv og negativ konsekvens, skal begge forhold anskueliggjøres.

Effektene på hver indikator skal evalueres som positive eller negative av fagekspertise.

Følgende forhold bør legges til grunn for å avgjøre hvor "ønskelige" virkningene er:

- lokalitet, varighet og størrelse, eller andre forhold som er identifisert som betydningsfulle

- verdisettingen for de enkelte indikatorene
- sammenhengen mellom de kvantitative og kvalitative sidene ved miljøet
- om konsekvensene berører lovverket
- om konsekvensene berører almenheten
- om konsekvensene er basert på vitenskapelig grunnlag
- andre forhold som vil innvirke på beslutningen.

Evalueringen vil bygge på flere teknikker som f.eks. vektlegging, skalering eller rangering. Den anvendte teknikk skal dokumenteres.

Aktivitet 10. Samlet miljøvirkning. I denne aktiviteten skal den samlede virkning (samlet konsekvens) av inngrepet beskrives.

Samlet virkning kan beskrives som:

- samlet positiv konsekvens
- samlet negativ konsekvens
- ingen samlet konsekvens

etter følgende kriterier:

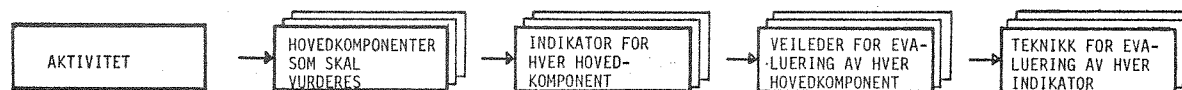
- a) En "samlet positiv konsekvens" oppstår når inngrepets enkeltvise positive konsekvenser er større enn inngrepets enkeltvise negative konsekvenser.
- b) En "samlet negativ konsekvens" oppstår når inngrepets enkeltstående negative konsekvenser er større enn inngrepets enkeltstående positive konsekvenser.
- c) "Ingen samlet konsekvens" fremkommer når inngrepets enkeltstående negative konsekvenser er lik inngrepets enkeltstående positive konsekvenser.

Den samlede konsekvensvurderingen skal baseres på grundige analyser og betraktninger av de mest betydningsfulle effektene som kan oppstå.

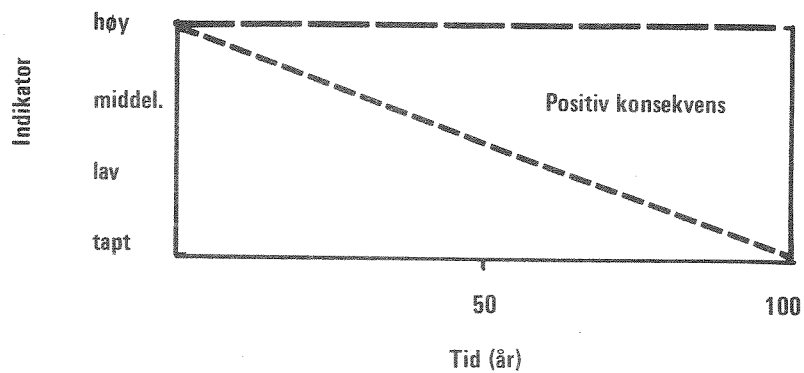
Dokumentasjonen skal være lettfattlig og inneholde all relevant informasjon, slik at hele evalueringsprosessen kan følges og eventuelt etterprøves.

6.4. Etterundersøkelser

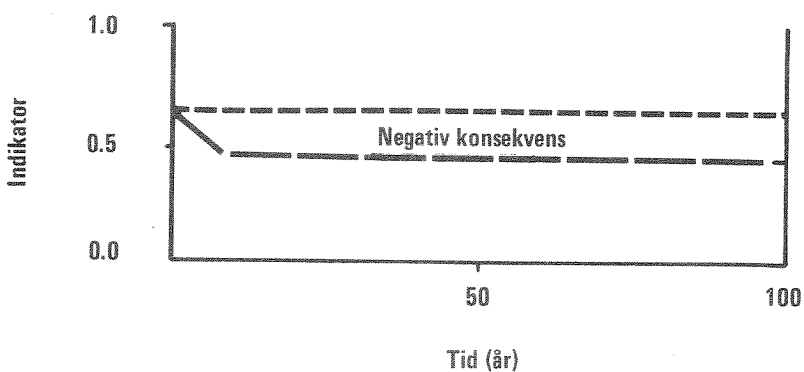
Det er avgjørende for å oppnå sikre analyser av miljøvirkninger at det, etter at tiltaket er besluttet gjennomført, blir utført etterundersøkelser (overvåking, kontroll) av de forventede effekter og virkninger. Erfaringene fra slike etterundersøkelser vil forbedre og effektivisere fremtidig analysearbeid av beslektede aktiviteter, og dermed styrke beslutningsgrunnlaget.



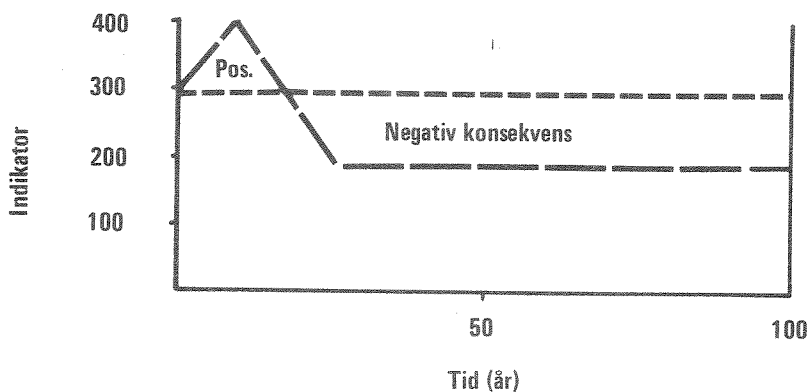
Figur 4. Rammeverk for evaluering av miljøvirkninger.



Positiv konsekvens



Negativ konsekvens



Positiv konsekvens
etterfulgt av
negativ konsekvens

Figur 5. Eksempler på angivelse av konsekvenser.

Uten aktivitet

Med aktivitet
—————

7. FORSLAG TIL INDIKATORER

For å kunne gjennomføre en analyse av miljøvirkninger, er det avgjørende av man finner frem til et relevant utvalg av faktorer som kan anvendes for å vurdere miljøtilstanden og endringer i denne. Slike relevante faktorer betegnes indikatorer.

I det følgende vil det bli gitt et til forslag til indikatorer for de enkelte komponentene innen hver kategori som inngår (se figur 1) i analyseprosessen. Hvor mange, og hvilke indikatorer som kan anvendes innen hver komponent, vil være avhengig av den aktuelle aktivitet, indikatorenes relevans og mulighetene for å kvantifisere, skalere og vektlegge disse.

Flere av "indikatorene" vil trenge ytterligere presisering for å være anvendbare. Disse indikatorene må derfor betraktes som "stikkord" for videre arbeid med indikatorer. I dette ligger det viktige arbeidsoppgaver for de enkelte fagmiljøene.

7.1. Naturmiljø

a) Jord:

- Biotoptype (skog, fjell etc.)
- Arealfordeling
- Jordprofil
- Forurensninger tilført
- Erosjon
- Kvalitet
- Produksjon
- Diversitet av dyr og planter
- Landskapsform
- Andre

b) Luft:

- Forurensninger (eks. sulfat, hydrokarboner)
- Støy
- Klima
- Andre

c) Vann:

- Vannkvalitet (eks. fosfat, bakterier, tungmetaller)
- Vannkvantitet
- Forurensningsmengder tilført
- Grad av vassdragsforgrening
- Foss-/stryk-/meandreringsforhold
- Andre

7.2. Brukerinteresser

a) Vannforsyning:

- Antall personekvivalenter som benytter vannkilden
- Antall personekvivalenter tilknyttet vannkilden via kommunalt forsyningsnett
- Antall personer (personequivivalenter) som mister og/eller får redusert (kvalitativt og/eller kvantitativt) sin vanntilførsel
- Tilgjengelig vannmengde pr. person
- Uttaksmengder i % av tilgjengelig vannmengde/vannføring i % av uttaksbehovet
- % endring av tilgjengelig vannmengde
- Vannkvalitet
- Grunnvannstand
- Andre

b) Resipient:

- Antall personer bosatt innen området
- Antall personekvivalenter som nyter vassdraget som resipient
- Antall personekvivalenter tilknyttet komm. avløpsrenseanlegg
- Mengde forurensende stoffer som tilføres vassdraget
- Tilgjengelig vannmengde ved laveste vannstand/vannføring pr. personekvivalent
- Antall personekvivalenter tilført vassdraget pr. vannfortynningsmengde ved laveste vannstand/vannføring
- Egnethet som resipient
- Andre

c) Fisk og fiske:

- Vannets næringsinnhold
- Vannareal ved naturlig vannstand
- Totalt elveareal ved midlere vannføring
- Midlere sommer- og vintervannføring i et gitt punkt i elvestrekningen
- Midlere vanndybde (gjelder både innsjø og elv).
- Areal av viktige oppvekstområder, totalt og i relasjon til det totale arealet av disse
- Areal av viktige oppvekstområder, totalt og relasjon til det totale regulerte areal
- Fiskens artsammensetning og bestandstørrelse
- Fiskens alders- og størrelsesfordeling
- Fiskeutbytte pr. år (tonn)
- Gjennomsnittlig fangsstørrelse (kg)
- Avkastning (kg/ha)
- Kondisjonsfaktor
- Antall solgte fiskekort
- Antall fiskere, totalt og fordelt på nasjonalitet
- Fiskbar strekning eller areal ved naturlig vannstand
- Antall dagsbesøk pr. år
- Antall dagsbesøk pr. km eller areal
- Fiskeutbytte pr. fisker eller pr. solgte fiskekort
- Fiskeutbytte pr. fiskedøgn
- Fiskbart areal i % av totalt vannareal
- Fiskeutbytte som funksjon av fiskbar strekning og i relasjon til total elvestrekning
- Andre

d) Vilt og jakt:

- Antall individer av de enkelte artene
- Diversitetsindeks for artene
- Areal av viktige biotoper
- Areal av viktige biotoper som berøres eller dannes, i relasjon til det totale areal av slike innen området
- Areal av viktige biotoper som berøres eller dannes, som funksjon av deres vegetasjonstype/kvalitet, i relasjon til det totale areal av slike innen viltets leveområde

- Områdets bæreevne
- Populasjonsstørrelse som funksjon av tilgjengelig areal
- Vegetasjonstyper og dekningsgrad
- Antall felt vilt, totalt og pr. arealenhet, pr. år.
- Antall jegere
- Antall trekkveier
- Andre

d) Friluftsliv/rekreasjon

- Antall besøkende (totalt og/eller pr. km²)
- Antall besøksdager
- Antall personer som bor innen en gitt avstand
- Antall veier som fører inn i området
- Antall private hytter
- Overnattingskapasitet ved campingplasser, hoteller o.lign.
- Arealstørrelse
- Egenskaper ved området (f.eks. antall, areal, lengde, etter-spørrel) i relasjon til (%) alternative områder
- Spesielle egenskaper ved området, som f.eks. landskapsform, høyde over havet, vegetasjon o.lign.
- Diversitet i friluftslivsaktiviteter og areal typer, (f.eks. slalombakker, turløyper, høyfjellsterreng, o.lign.)
- Antall aktivitetskategorier
- Grunnlagsinvesteringer ved de enkelte aktivitetstilbudene
- Kostnader knyttet til å benytte området/tilbudet
- Områder med særlige klausuleringsbestemmelser (f.eks. naturreservat)
- Områder av spesiell nasjonal interesse
- Andre

f) Naturvern:

- Landskapsform og sammensetning:
 - a) unik landskapsform. Natur-, eventuelt en særegen kombinasjon av natur- og kulturlandskap
 - b) fjellområder med variert topografi og fossefall
 - c) skogområder med variert topografi og foss/stryk partier
 - d) sammenhengende skog eller myrområder. Ensformig topografi
 - e) større jordbruksflater, tettbebyggelse, o.lign.

- Dalbredde og daldybde
- Elvedyp og elvebredde
- Areal og lengde av områder med sammenhengende og ensartet egenskap (f.eks. vannveier, høyfjellsområder, myrområder, morener, m.m.)
- Klassifikasjon, fordeling og diversitet av de botaniske zoologiske og geologiske egenskaper
- Antall og utbredelse av områder med spesielle biologiske og geologiske egenskaper av regional eller nasjonal interesse
- Sjeldenhet og representativitet (f.eks. antall arter pr. 1000 individer, eller areal av et gitt område i relasjon til det totale areal av slike områder i regionen eller i landet)
- Type og størrelse av naturvernområder
- Andre

g) Kulturminnevern:

- Interessedelens karakter:
 - a) typisk
 - b) mangfold
 - c) sjelden
- Tilstand
- Kunnskapspotensialet i området
- Identitetsverdi og ledd i levende kultur
- Pedagogisk verdi
- Forskningstradisjon
- Opplevelsesverdi
- Tilgjengelighet
- Antall fredede (faste) forminner berørt
- Antall (faste) samiske kulturminner berørt
- Antall (faste) nyere tids kulturminner berørt
- Areal av naturlig landskap berørt
- Areal av gammelt kulturlandskap berørt
- Areal av teknifisert naturlandskap berørt
- Areal av urbant kulturlandskap berørt
- Andre

h) Landbruk:

- Antall gårdsbruk i drift
- Antall bruk over 5 dekar
- Antall bruk påvirket i % av totalt antall
- Antall personer som har jordbruket som viktigste næringsvei
- Antall personer med jordbruket som viktigste næringsvei i % av total sysselsetting i området
- Fulldyrket areal
- Dyrket areal
- Dyrkbart areal
- Fulldyrket areal i % av totalt dyrkbart areal
- Jordbruksareal i % av dyrkbart areal
- Nytt/forbedret jordbruksareal i % av fulldyrket areal
- Produksjonsmengder av de enkelte jordbruksvarene
- Produksjonsmengder pr. bruk
- Antatt tapt/økt produksjonsmengde etter inngrep
- Areal som krever kunstig vanning, totalt og i %
- Antall bruk som nytter kunstig vanning, totalt og i %
- Vannforbruk i % av sommervannføring
- Antall private vannforsyningskilder (f.eks. brønner) som forringes pga. inngrepet
- Antall bruk (i % og totalt) som får redusert/ødelagt viktige transport/ferdselsveier
- Neddemt jordbruksareal pr. meter reguleringshøyde
- Neddemt jordbruksareal pr. kWh
- Neddemt jordbruksareal i % av magasinoverflaten ved HRV
- Totalt skogdekket areal
- Markslagsfordeling og bonitetsklasser
- Stående kubikkmasse
- Uttaksmengder av de enkelte treslag
- Skogsbilveier; lengden av og transportmengder på disse
- Fløtningsstrekninger; lengden av og transportmengder på disse
- Antatt produksjonstap, totalt og relativt til arealtapet
- Antatt økt uttaksmengde, totalt og relativt til arealtap (f.eks. pga. nye skogsbilveier)
- Øket/ redusert uttaksmengde i % av tidligere uttaksmengde
- Andre

i) Transport:

- Antall transportveier
- Transportmengder
- Transportkategorier
- Transportfrekvens
- Transportstrekning
- Fremkommelighet
- Andre

j) Energiproduksjon/Vassdragsregulering

- Elektrisitetsbehov
- Samlet tilsig
- Økonomisk nyttbart potensial (GWh) fordelt på kostnads-
klasser
- Produksjon:
 - a) fastkraft
 - b) overskuddskraft
- Energiekvivalent
- Areal av flomutsatte områder:
 - a) jordbruksareal
 - b) tettsted
 - c) annet
- Flomfrekvens
- Andre

7.3. Velferd

a) Støy:

- Støynivå
- Andre

b) Risiko:

- Helsemessige risikoforhold (f.eks. sykdommer, skader, syke-
fravær, strålingsfare etc.)
- Bosettingsmessige risikoforhold (f.eks. rasfare og ustabile
grunnforhold)
- Andre

c) Arbeidsmuligheter:

- Næringsstruktur
- Faste arbeidsplasser
- Arbeidsledighet
- Pendling
- Andre

d) Utdannelse:

- Skoletilbud
- Etterutdannelsestilbud
- Div. kulturelle tilbud
- Andre

e) Kommunikasjon:

- Offentlige transportmidler
- Telefon
- Andre

f) Estetiske forhold:

- Landskapstype/-form
- Grøntarealer/vegetasjon
- Forsøpling
- Andre

g) Tilgang på varer og tjenester:

- Pris
- Kvalitet
- Vareutvalg
- Off. tjenester (f.eks. helsetjeneste, barnehager)
- Priv. tjenester (f.eks. servicefunksjoner, håndverkere)
- Andre

7.4. Økonomi

a) Planleggingskostnader:

b) Byggekostnader:

c) Driftskostnader:

- d) Erstatninger:
- e) Kostnader til miljøbevarende tiltak:
- f) Kommunal økonomi:
- g) Nasjonal økonomi:

8. VIDERE ARBEID

Analyser av miljøvirkninger er, slik den prinsipielle målsettingen med disse er definert, kommet for å bli. Dette bekreftes bl.a. gjennom den nye forurensningsloven og i forslaget til ny planlov. Det er imidlertid en stund igjen før slike analyser vil være det miljøbesparende, effektiviserende og operative verktøy som det er ment å være for forvaltningen. Det er flere årsaker til dette.

I det følgende vil det bli gitt en stikkordsmessig oversikt over forhold som må avklares, eller oppgaver som må gjennomføres, for at målsettingen skal bli tilfredsstillende oppnådd. (Oversikten gjør ikke krav på å være komplett):

Analyseprosess

- Hvordan skal analyseprosessens generelle struktur være?
- Medvirkningsformer i planleggings- og analyseprosessene må utvikles.
- Skal det være forskjellige forvaltningsprosedyrer for forskjellige aktivitetstyper?
- Hvordan skal man gå frem for å avgjøre hvilke aktivitetstyper som skal gis én prosedyre, og hvilke skal gis en annen?
- Når skal det kreves en analyse i det hele tatt?
- Hvem skal styre gjennomføring av analyser for de forskjellige aktivitetstypene?
- Hvem skal gjennomføre analysene?

Metoder

- Behovet for faglige utredninger knyttet til forskjellige typer av aktiviteter - dvs. analysenes innhold - må defineres.

- Utarbeide "standarder" for de enkelte indikatorene.
- Utvikle system for sammenstilling av virkninger; dvs. muligheten for å prioritere mellom forskjellige alternativer.
- Videreutvikle ressursregnskap og budsjettssystem.
- Utarbeide veiledningsmateriale for analyse av forskjellige aktivitetstyper.

Teknikker

- Hvilket presisjonsnivå skal analysene ha?
- Det må gjennomføres en erfaringsoppsummering av virkninger fra aktuelle aktivitetstyper.
- Utvikle modeller som beskriver sammenhengen mellom aktiviteter, effekter og virkninger på hver enkelt komponent som skal inngå i analysen.
- Gjennomføre prosjekter for å kvantifisere og karakterisere de komponenter som inngår i analysen; dvs. utarbeiding av relevante indikatorer.
- Utvikle system for verdisetting av indikatorene.

LITTERATUR

Følgende litteraturoversikt omfatter litteratur som det enten er referert til i teksten, eller som vil være av interesse for en mer utdypende forståelse av begreper, prosesser og innhold i en "analyse av miljøvirkninger".

- Anderson, G. 1973: "Methods in Future Studies: A View from the Theory of Science". Technol. Forecast. Social Change s:303-317.
- Andrews, R.N.L. 1973: "Approaches to Impact Assessment: Comparison and Critique". Paper presented at a course in Amherst, Massachusetts.
- Armstrong, R.H. & Hobson, 1970: "The Use of Gaming/Simulation Techniques in the Decision Making Process". United Nations Paper No. ESA/PA/-MMTS/21.
- Awerbuch, S. & Wallace, W.A., 1977: "A Goal-Setting and Evaluation Model for Community Development". IEEE Trans. SMC 7(8):589-597.
- Bennington, G. et al., 1974: "Resources and Land Investigations (RALI) Program: Methodologies for Environmental Analysis". McLean, Virginia: The MITRE Corporation. MTR-6740, Vol. 1.
- Bidwell, R. et al., 1981: "Milieu - Effect Rapportage, 1-5". Ministry of Health and Environmental Protection. Netherland.
- Bishop; B., 1972: "An Approach to Evaluating Environmental, Social and Economic Factors in Water Resources Planning". Water Resources Bull. 8(4): 724-736.
- Bisselle, C., 1977: "Strategic Environmental Assessment System: Air and Water Pollution Indicators". McLean, Virginia: The MITRE Corporation.
- Brockhaus, W.L., 1975: "A Quantitative Analytical Methodology for Judgmental and Policy Decisions". Technol. Forecast. Social Change 7: 3127-3137.
- Brugård, B., 1981: "EDB-kartet". Universitetsforlaget, Oslo.
- Buflod, H. et al., 1980: "Konsekvensanalyser for vannbruksplanlegging - Eksempel fra Lena vassdraget". NIBR-rapport 1980:3.
- Caldwell, L.K., 1982: "Science and the National Environmental Policy Act." The University of Alabama Press.
- Canter, L.W., 1979: "Water Resources Assessment - Methodology & Technology Sourcebook". Ann Arbor Science Publishers Inc.
- Canter, L.W. & Hill, L.G., 1979: "Handbook of variables for Environmental Impact Assessment." Ann Arbor Science Publishers Inc.

- Cicchetti, C.J. et al., 1972: "Recreation Benefit Estimation and Forecasting: Implications of the Identification Problem". Water Resources Res. 8(4): 840-850.
- Day, G.S. & Heller, R.M., 1971: "Using Cluster Analysis to Improve Marketing Experiments". J. Marketing Res. 8: 304-347.
- Dee, N. et al., 1972: "Environmental Evaluation System for Water Resource Planning". Report to Bureau of Reclamation, U.S. Dept. of the Interior. Battelle Columbus Laboratories.
- Fishburn, P.C., 1970: "Utility Theory for Decision Making". John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Foldes, L., 1972: "Expected Utility and Continuity". R. Econ. Stud. 39(40): 7-21.
- Goeller, B.F. et al., 1983: "Policy analysis of Water Management of the Netherlands". Rand Cooperation.
- Golden, J. et al., 1973: "Environmental Threshold Assessment as Applied to Proposed Railroad Abandonment Authorizations". MTR-6581 vol. I and II. McLean, Virginia: The MITRE Corporation.
- Golden, J. et al., 1979: "Environmental Impact Data Book". Ann Arbor Science Publisher Inc.
- Green, P.E. & Rao, V.R., 1970: "Rating Scales and Information Recovery - How Many Scales and Response Categories to Use?" J. Marketing Res. 34: 33-39.
- Green, P.E. & Rao, V.R., 1971: "Multidimensional Scaling and Individual Differences". J. Marketing Res. 8: 71-77.
- Gsellman, L.R., 1977: "Cost/Benefit Analysis and R & D Planning". M77-12. McLean, Virginia: The MITRE Corporation.
- Gusemen, P.K. et al., 1978: "Profile and Measurement of Social Well-Being Indicators for the Use in the Evaluation of Water and Related Land Management Planning". U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksbury, Miss. (paper Y-78-2).
- Herzog; H.W., 1973: "An Environmental Assessment of Future Production - Related Technological Change: 1970-2000 (An Input - Output Approach)". Technol. Forecast. Social Change 5: 75-90.
- Hill, K. & Fowles, J., 1975: "The Methodological Worth of The Delphi Forecasting Technique". Technol. Forecast. Social Change 7: 179-192.
- Jain, R.K. et al., 1981: "Environmental Impact Analysis - A New Dimension in Decision Making". Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series.

- Jantsch, E., 1967: "Technological Forecasting in Perspective". Washington, D.C.: Organization for Economic Co-Operation and Development.
- Koo & Hasenkamp, 1972: "Structure of Revealed Preference: Some Preliminary Evidence. J. Pol. Econ. 80(4): 724-744.
- Leopold, L.B., 1969: "Quantitative Comparison of Some Aesthetic Factors Among Rivers". U.S. Geological Survey; Circular 620, Washington D.C.
- Leopold, L.B. et al., 1971: "A procedure for Evaluating Environmental Impact". U.S. Geological Survey Circular 645, Washington D.C.
- Martino, J.P., 1972: "Technological Forecasting for Decision Making". American Elsevier Publishing Co., Inc.
- McAllister, D.M., 1980: "Evaluation in Environmental Planning. Assessing Environmental, Social, Economic and Political Trade-offs". The MIT Press. Cambridge, England.
- McHarg, L., 1969: "Design with Nature". The Natural History Press, New York.
- MITRE Corporation, 1972: "Use of Structured Value Analysis in Resource Allocation Models". MITRE Corporation, M72-5 (januar 1972).
- MITRE Corporation, 1973: "Tropical Storm Agnes: Long-Range Flood Recovery". MTR-6429 (august 1973).
- Moskowitz, H., 1973: "An Experimental Investigation of Decision Making in a Simulated R & D Environment". Management Sci. 19(6): 676-687.
- NEB, 1979: "Manual of NEB: Guidelines for Preparation of Environmental Impact Evaluations". National Environmental Board of Thailand. Bangkok.
- NOU 1983:15. "Planlov". Miljøverndepartementet.
- Pinkel, B., 1969: "On the Decision Matrix and the Judgement Process: A Developmental Decision Example". The Rand Corp., Santa Monica, California.
- Rainer, R.P. & White, C.R., 1969: "Identification and Interrelationships of Secondary Benefits in Waterways Development". Water Resources Research Institute, Auburn University, Georgia.
- Saaty, T.L., 1972: "Operations Research: Some Contributions to Mathematics". Science 178: 1061-1070.
- Shubik & Brewer, 1972: "Models, Simulations and Games - A Survey". Report R-1060-ARPA/RC, Rand, Santa Monica, California.
- Solomon, R.C. et al., 1977: "Water Resources Assessment Methodology (WRAM) - Impact Assessment and Alternative Evaluation". (Interim Report). U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi. (AD/A036 677).

- Sorenson, J.C., 1971: "A Framework for Identification and Control of Resource Degradation and Conflict in Multiple Use of the Coastal Zone". Dep. of Landscape architecture, Univ. of California at Berkeley.
- Thuesen, G.J., 1971: "A Study of Public Attitudes and Multiple Objective Decision Criteria for Water Pollution Control Project". Atlanta, Georgia: Inst. of Technol., School of Industrial and Systems Engineering.
- Turoff, M., 1972: "Delphi Conferencing: Computer-Based Conferencing with Anonymity". Technol. Forecast. Social Change 3: 159-204.
- U.S. Department of Agriculture, 1977: "Guide for Environmental Assessment". Soil Conservation Service.
- U.S. Department of Army, 1975: "Environmental Quality: Handbook for Environmental Impact Analysis".
- U.S. Department of the Interior, 1983: "Economic and Environmental Principles and Guidelines for Water and Related Land Resources Implementation Studies". March 10, 1983.
- Viste, J.O., 1979: "Behov for forskning og utredning om konsekvensanalyser - Rapport fra et forprosjekt". NIBR arbeidsrapport 9/79.
- Yu, P.L., 1973: "A Class of Solutions for Group Decision Problems. Management Sci. 19: 926-946.

VEDLEGG I

UTDRAG FRA SOLOMON ET AL. 1977

Screening av 54 evalueringsmetoder.
(Se også kapittel 5.)

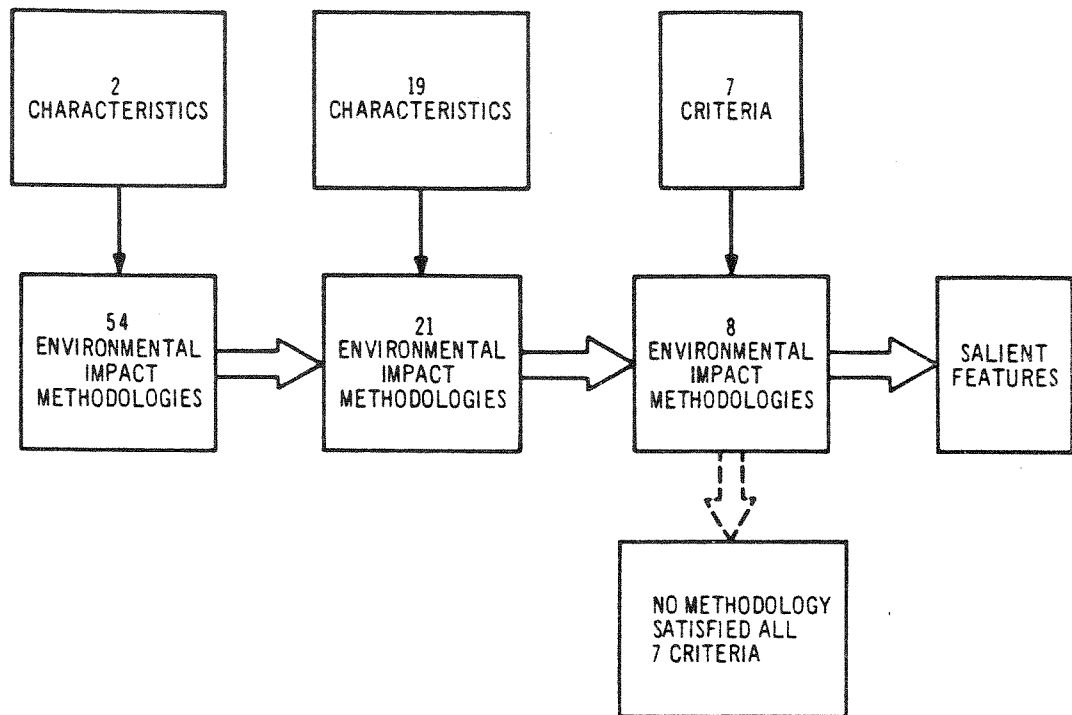


Fig. 1. Prosedyre for screening av 54 evalueringsmetoder.

Oversikt over de utvalgte 54 metodene.

1. Adkins, W. G. and Burke, D., Jr. 1974. Social, economic, and environmental factors in highway decision making, Research Report 148-4. Prepared by Texas Transportation Institute, Texas A&M University, College Station, Tex., for Texas Highway Department in cooperation with the U. S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington, D. C.
2. Alden, H. R. 1974. Environmental impact assessment: a procedure for coordinating and organizing environmental planning, Technical Publication Number 10. Thorne Ecological Institute, Boulder, Colo.
3. Arnold, W., Young, J. W., and Brewer, J. W. 1972. Constructing nonlinear dynamic models for socio-environmental decision making: a methodology, Environmental Quality Series No. 11. Institute of Governmental Affairs, University of California, Davis, Calif.
4. Arthur D. Little, Inc. 1971. Transportation and environment: synthesis for action: impact of National Environmental Policy Act of 1969 on the Department of Transportation, Vol 3, Options for environmental management. Prepared for Office of the Secretary, Department of Transportation, Washington, D. C.

5. Baker, R. W. and Gruendler, J. D. 1973. A case study of the Milwaukee Green Bay Interstate Corridor location. Paper presented at Highway Research Board Summer Meeting in Environmental Considerations in Planning Design and Construction, Special Report 138. Highway Research Board, Washington, D. C.
6. Battelle-Columbus Laboratories. 1974. A methodology for assessing environmental, economic, and social effects of dredge spoil disposal on marsh and upland areas. Draft report. Prepared by Battelle-Columbus Laboratories, Columbus, Ohio, for U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, CE, Vicksburg, Miss.
7. Battelle-Pacific Northwest Laboratories. 1974. A technique for environmental decision making using quantified social and aesthetic values, BNWL-1787. Prepared by Battelle-Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington, for the U. S. Atomic Energy Commission. 242 pp.
8. Belknap, R. K. and Furtado, J. G. 1967. Three approaches to environmental resource analysis. Prepared by Landscape Architecture Research Office, Harvard University, Cambridge, Mass., for the Conservation Foundation, Washington, D. C.
9. Bender, H. and Ahmed, S. B. 1974. Index of the composite environment (ICE), a basis for evaluating environmental effects of electric power generating plants in response to NEPA. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn. 77 pp.
10. Bereano, P. L. et al. 1972. A proposed methodology for assessing alternative technologies. Paper presented to Program on Science, Technology, and Society, Cornell University, Ithaca, N. Y.
11. Bureau of Land Management. 1973. Environmental analysis. Working draft. Bureau of Land Management, Washington, D. C. 126 pp.
12. Bureau of Outdoor Recreation. 1974. Handbook: applications of remote sensing and computer techniques for recreation planning. Vols. 1, 2, 3, and 4. Prepared by University of Wisconsin, Madison, Wis., for the Bureau of Outdoor Recreation, Washington, D. C.
13. Bureau of Reclamation, U. S. Department of the Interior. 1972. Guidelines for implementing principles and standards for multi-objective planning of water resources, review draft. Washington, D. C. 8 chapters.
14. Commonwealth Associates, Inc. 1972. Environmental analysis system Report No. R-1447. Prepared for the Northern States Power Company, Minn., by Commonwealth Associates, Inc., Jackson, Mich.
15. Crawford, A. B. 1973. Impact analysis using differentially weighted evaluation criteria in J. L. Cochrane and M. Zeleny, eds. Multiple criteria decision making. University of South Carolina Press, Columbia, S. C.
16. Dee, N. et al. 1972. Environmental evaluation system for water resources planning, final report. Prepared by Battelle-Columbus Laboratories, Columbus, Ohio, for the U. S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Washington, D. C.
17. Eckenrode, R. T. 1965. Weighting multiple criteria. Management Sci. 12(3).
18. Environmental Impact Center, Inc. 1973. A methodology for assessing environmental impact of water resources development, PB-226 545. Prepared by Environmental Impact Center, Inc., Cambridge, Mass., for U. S. Department of the Interior, Office of Water Resources Research, Washington, D. C.

19. Fischer, D. W. and Davies, G. S. 1973. An approach to assessing environmental impacts. *J. Env. Manage.* 1(3): 207-227.
20. Fitzsimmons, S. J., Stuart, L. I., and Wolff, P. C. 1975. A guide to the preparation of the social well-being account: Social assessment manual. Prepared by Abt Associates, Cambridge, Mass., for U. S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Denver, Colo.
21. Highway Research Section, Engineering Research Division, Washington State University. 1968. A study of the social, economic, and environmental impact of highway transportation facilities on urban communities. Prepared by Highway Research Section, Engineering Research Division, Washington State University, for Washington State Department of Highways.
22. Hill, M. 1966. A method for evaluating alternative plans: the goals-achievement matrix applied to transportation plans. Ph. D. dissertation, University of Pennsylvania, Philadelphia, Pa.
23. Hucting, R. 1974. A statistical system for estimating the deterioration of the human environment. Pages 123-132 in J. W. Pratt, ed. *Statistical and mathematical aspects of pollution problems.*
24. Institute of Ecology, University of Georgia. 1971. Optimum pathway matrix analysis approach to the environmental decision making process: test case: relative impact of proposed highway alternates. Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, Ga.
25. Jain, R. K. et al. 1973. Environmental impact assessment study for army military programs, Technical Report D-13. Construction Engineering Research Laboratory, CE, Champaign, Ill.
26. Jain, R. K., Urban, L. V., and Stacey, G. S. 1974. Handbook for environmental impact analysis, Technical Report E-59. Construction Engineering Research Laboratory, CE, Champaign, Ill.
27. Kane et al. 1973. A methodology for interactive resource policy simulation. *Water Resources Res.* 9(1): pp 65-79.
28. Klein, G. E. 1969. Evaluation of new transportation systems. Defining transportation requirements. Papers and Discussions. Proc. Amer. Soc. Mech. Engrs.
29. Krauskopf, T. M. and Bunde, D. C. 1972. Evaluation of environmental impact through a computer modelling process. Pages 107-125 in R. Ditton and T. Goodale, eds. *Environmental impact analysis: philosophy and methods.* University of Wisconsin Sea Grant Program, Madison, Wis.
30. Lamanna, R. A. 1964. Value consensus among urban residents. *J. Amer. Inst. Planners* 30(4).
31. Leopold, L. B. et al. 1971. A procedure for evaluating environmental impact. Geological Survey Circular 645. U. S. Geological Survey, Washington, D. C.
32. Lloyd V. Stover, STV, Inc. 1972. Environmental impact assessment: a procedure. Science Technology Vision, Inc., Pottstown, Pa.
33. Manheim, M. L. et al. 1971. Community values in highway location and design: A procedural guide. Urban Systems Laboratory, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Mass., for Highway Research Board.
34. McHarg, I. 1968. A comprehensive highway route-selection method. *Highway Research Record* (246): pages 1-15; or pages 31-41 in I. McHarg, ed., 1969. *Design with nature.* Natural History Press, Garden City, N. Y.

35. McKenny, C. E. et al. 1971. Interstate-75; evaluation of corridors proposed for South Florida. University of Miami Center for Urban Studies, Coral Gables, Fla., for Florida Department of Transportation.
36. Moore, J. L. et al. 1973. A methodology for evaluating manufacturing environmental impact statements for Delaware's coastal zone, PB-231 472. Prepared by Battelle Memorial Institute, Columbus, Ohio, for Delaware State Planning Office, Dover, Delaware, and Department of Housing and Urban Development, Washington, D. C.
37. National Forest Service, U. S. Department of Agriculture. 1973. Interaction between resources. Atlanta, Ga.
38. Oglesby, C. H., Bishop, G., and Willeke, G. 1969. Socio-economic and community factors in planning urban freeways. Stanford University research project for California Transportation Agency.
39. Orlob, G. T. et al. 1970. Wild rivers: methods for evaluation. Prepared by Water Resources Engineers, Inc., Washington, D. C., for the U. S. Department of the Interior, Washington, D. C.
40. Pikul, R. 1971. Development of environmental indices, M71-47. Mitre Corporation, McLean, Va.
41. Resource Planning Associates, Inc. 1973. Handbook for assessing the social and economic impacts of water quality management plans. Cambridge, New York, and Paris.
42. Schlesinger, B. and Daetz, D. 1973. A conceptual framework for applying environmental assessment matrix techniques. J. Env. Sci. 16(4):11-16.
43. Sewell, W. R. D. 1973. Broadening the approach to evaluation in resources management decision making. J. Env. Management. 1.
44. Smith, W. L. Undated. Quantifying the environmental impact of transportation systems. Van Doren-Hazard-Stallings-Schnacke, Topeka, Kans.
45. Soil Conservation Service, U. S. Department of Agriculture. 1974. Environmental assessment procedure. Washington, D. C.
46. Sorensen, J. 1970. A framework for identification and control of resource degradation and conflict in the multiple use of the coastal zone, masters thesis. University of California, Department of Landscape Agriculture, Berkeley, Calif.
47. Southeastern Wisconsin Regional Planning Commission. 1966. Land use transportation study - forecast and alternative plans: 1990, Plan Report No. 7, Vol. 2. Waukesha, Wis.
48. Tabors, J. G. 1973. Model for landscape resource assessment, Part I of the Metropolitan landscape planning model. Water Resources Research Center, University of Massachusetts, Amherst, Mass.
49. Turner, A. K. and Hausmanis, I. 1972. Computer-aided transportation corridor selection in the Guelp-Dundas Area, Ontario, Canada. Paper presented at Highway Research Board Summer Meeting in Environmental Considerations in Planning Design and Construction, Special Report 138. Highway Research Board, Washington, D. C.
50. U. S. Army Engineer District, Tulsa, CE. 1972. Matrix analysis of alternatives for water resources development. Draft technical paper. Tulsa, Okla.

51. U. S. Army Engineer Division, Lower Mississippi Valley, CE. 1976. A tentative habitat evaluation system (HES) for water resources planning. Vicksburg, Miss.
52. U. S. Department of Transportation. 1975. The environmental assessment notebook series. Government Printing Office, Washington, D. C.
53. Walton, L. E., Jr. and Lewis, J. E. 1971. A manual for conducting environmental impact studies, VHRC 70-R46. 39 pp. Virginia Highway Research Council, Charlottesville, Va.
54. Wengert, H. 1969. Approaches to value choices in Regional planning challenge and prospects. Praeger, New York. pp 98-102.

Følgende 19 kriterier (characteristics) inngikk i trinn 2 i screenings-
prosessen.

1. Does it identify environmental items?
2. Does it identify potential impacts?
3. Does it tell how to measure impacts?
4. Is it able to predict potential impacts (short-term and long-term)?
5. Can it interpret the impacts?
6. Is it responsive to Corps environmental guidelines?
7. Is it practical for use in routine field cases (i.e., cost, ease of manipulation, data requirements)?
8. Is there flexibility built in the system so that it can be used for different types of projects (i. e., construction, operation and maintenance, flood control, etc.)?
9. Is the system reliable?
10. Does it highlight major or key issues?
11. Does it tell how to determine predicted change or impact (i.e., scale or magnitude)?
12. How applicable is the methodology to projects of widely different scale?
13. Is there potential for public involvement?
14. What is the degree of objectivity versus subjectivity?
15. Does it display trade-offs?
16. What are the attractive features for Corps projects?
17. What special skills are required of users of the method?
18. What are the limitations of the methodology?
19. Are examples available that document its successful use?

Følgende 7 kriterier ble anvendt på de siste 8 metodene i trinn 3 i screeningsprosessen.

- a. Responsive to Principles and Standards. The methodology should be responsive to the planning concepts and system of accounts as delineated in Principles and Standards.
- b. Comprehensive. The methodology should address the various impacts of water resources projects and programs on the physical-chemical, biological, cultural, and socioeconomic environments. The methodology should encompass all potential beneficial and detrimental impacts. It should also highlight key issues or allow special emphasis on factors of national, state, or local importance (e.g., threatened or endangered species, historic landmarks, and archaeological sites) or factors of intense public concern or controversy.
- c. Dynamic. The methodology should be dynamic in terms of the variables considered and the technology used for impact identification, prediction, and assessment. It should be capable of including additional variables and incorporating additional measurement and predictive techniques as technology becomes available.
- d. Flexible. The methodology should be responsive to the varying nature, size, and scope of Corps Civil Works projects and programs. Additionally, it must be functional in various regions throughout the United States. Since the effectiveness of impact assessment is directly related to the composite professional judgment of the interdisciplinary team performing the study, it is necessary to use a methodology that is directed toward incorporation of this composite approach and judgment.
- e. Objective. The methodology should stress objective analyses of impacts. Baseline conditions should be quantified for variables considered, and changes in each variable that would result from implementation of each alternative plan and the no-action alternative should be predicted. However, lack of measurement techniques and/or predictive technologies for many variables currently precludes total achievement of this goal. In fact, measurement and prediction practices generally dictate a combination of objective analyses and subjective evaluations.
- f. Implementable. The methodology must be implementable at the field level and straightforward in approach. It must not be overly complex, or lack descriptions of its application or interpretation of results. Impact assessment must be able to be accomplished within manpower, funding, and time constraints of Corps Districts.
- g. Replicable. The results achieved should be replicable. The methodology must provide a sufficient framework so that different interdisciplinary teams using the methodology for the same study will arrive at the same conclusions with regard to the evaluation of the alternatives examined.

OVERSIKT OVER VIKTIGE EGENSKAPER VED DE SISTE 8 METODENE.

Methodology	Type of Methodology	Variables Considered	Weighting Approach	Scaling Approach	Impact Summarization and Presentation
Battelle Environmental Evaluation System	Weighting-scaling checklist	Good listing of biological, physical-chemical, aesthetic, and cultural variables. Less emphasis on many factors associated with SWB and RD accounts. The variables listed are well described in terms of measurement units and evaluation. No information is provided on technical aspects of impact prediction.	Use of ranked pairwise comparison technique for allocation of importance weights to system variables.	Use of function graphs with scale of 0 (bad) to 1 (good).	Products of importance weights times scale values are tabulated and presented by major environmental categories as well as the totals for all categories.
Tulsa District	Weighting-scaling checklist; also called matrix by preparers	Has good list of variables for EQ, SWB, and RD accounts. Minimal information is provided on definition, measurement, and evaluation of variable. No information is provided on technical aspects of impact prediction.	Assignment of importance weights to variables by collective professional judgment of interdisciplinary team.	Use of relative scale of +5 (most beneficial plan) to 0 (no-action alternative) to -5 (most detrimental plan).	Products of importance weights times relative impact values are presented by major environmental categories as well as the totals for all categories.
Multiagency Task Force	Scaling checklist	Good listing of variables for biological, physical-chemical, aesthetic, and cultural environments. Minimal emphasis to a number factor in current SWB and RD accounts. The variables listed are well described in terms of measurement units and human influence. No information is provided on technical aspects of impact prediction.	No numerical system used. Importance weighting based on collective professional judgment of interdisciplinary team.	Use of quantitative data plus quality scale of 10 (good) to 0 (bad), and human influence scale of 10 (good) to 0 (bad).	Quantitative data are presented for each variable along with quality scale values and human influence scale values.
Environmental Impact Center	Descriptive checklist	Has good list of variables for biological and physical-chemical environment. Emphasis is also given to many factors in the SWB and RD accounts and their interrelationships with both the natural systems and the human system. For certain biological and physical-chemical variables, information is provided on impact prediction.	No numerical system used. Importance weighting based on collective professional judgment of interdisciplinary team.	Quantitative impact predictions used. No special scaling system involved. Collective professional judgment of interdisciplinary team used.	Quantitative impact predictions are presented. No numerical weighting or scaling methods are used.
Battelle Water Resources Projects	Descriptive checklist	Primary orientation is to reservoir projects. Good listing of variables for EQ, SWB, and RD accounts. The variables listed are well described in terms of measurement units and evaluations. Information is provided on the technical aspects of impact prediction for water quality and ecological impacts.	No numerical system used. Importance weighting based on collective professional judgment of interdisciplinary team.	Quantitative impact predictions used. No special scaling systems involved. Collective professional judgment of interdisciplinary team used.	Quantitative impact predictions are presented. No numerical weighting or scaling methods are used.

Note: SWB = Social Well-Being
 RD = Regional Development
 EQ = Environmental Quality

(Continued)

Table (Concluded)

Methodology	Type of Methodology	Variables Considered	Weighting Approach	Scaling Approach	Impact Summarization and Presentation
Battelle Dredging Assessment	Descriptive checklist	Primary orientation is to dredging projects. Good listing of variables for EQ, SWB, and RD accounts. The variables are well described in terms of measurement units and evaluation. Information is provided on the technical aspects of impact prediction for many variables.	No numerical system used. Importance weighting based on collective professional judgment of interdisciplinary team.	Quantitative impact predictions used. No special scaling systems involved. Collective professional judgment of interdisciplinary team used.	Quantitative impact predictions are presented. No numerical weighting or scaling methods are used.
Lower Mississippi Valley Division	Weighting-scaling checklist	Good listing of natural environment variables for EQ account. No emphasis given to SWB and RD accounts. Information is provided on the measurement units and evaluation of variables. No information is provided on the technical aspects of impact prediction.	Assignment of importance weights to system variables by collective professional judgment of interdisciplinary team.	Use of quantitative data plus function graphs with scale 1' (good) to 0 (bad).	Products of acres of habitat types times scale values times important weights are presented by habitat type. Totals for all habitats in an area can be evaluated.
Soil Conservation Service Guide to Environmental Assessment	Scaling checklist	Good listing of variables for EQ account. Minimal emphasis on variables for SWB and RD accounts. The variables listed are well described in terms of measurement units. No information is provided on technical aspects of impact prediction.	No numerical system used. Importance weighting based on collective professional judgment of interdisciplinary team.	Use of quantitative data plus quality scale of 5 (excellent) to 1 (unsuited) for various resource uses.	Quantitative data are presented for each variable along with resource use scale values.