

# ECONOMISCHE ASPECTEN VAN COASTAL ZONE MANAGEMENT

Juli 1996



SIGN: L27-567  
EX. NO: B  
MLV:

## REFERAAT

### ECONOMISCHE ASPECTEN VAN COASTAL ZONE MANAGEMENT

Buisman, F.C.

Den Haag, Landbouw-Economisch Instituut (LEI-DLO), 1996

Mededeling 567

ISBN 90-5242-359-8

64 p., tab., fig., bijl.

Een brede verkenning van wat zich afspeelt op het grensvlak van Coastal Zone Management en economie. Er wordt ingegaan op de consequenties van de integratie van het kustzonebeleid voor het beleidsgeoriënteerd onderzoek.

De integratie van het beleid ten aanzien van oceanen en kustgebieden betekent dat beleidsgeoriënteerd onderzoek ook vanuit een breder perspectief zal moeten plaatsvinden. Er zal in toenemende mate behoefte zijn aan multidisciplinair onderzoek dat de interacties tussen de activiteiten van de verschillende sectoren en hun gezamenlijke sociale, economische en ecologische impact belicht. In dit rapport wordt een overzicht gegeven van theorieën en paradigma's die bruikbaar zijn voor onderzoek ten behoeve van Coastal Zone Management.

Coastal Zone Management/Multidisciplinariteit/Economie/Onderzoek/Environmental Impact Assessment/Social Impact Assessment/Kosten-batenanalyse/Multicriteria analyse/Input-outputanalyse/Common Property/Evaluatiemethoden/Visserij

---

Overname van de inhoud toegestaan, mits met duidelijke bronvermelding

# INHOUD

	Blz.
WOORD VOORAF	5
SAMENVATTING	7
1. INLEIDING	9
2. COASTAL ZONE MANAGEMENT: EEN GEÏNTEGREERD BELEID VOOR HET KUSTGEBIED	11
2.1 Ontwikkeling en implementatie van CZM	12
2.2 Uitgangspunten voor CZM	15
2.3 Environmental Impact Assessment	18
2.4 Social Impact Assessment	22
3. ECONOMISCHE ANALYSE BINNEN COASTAL ZONE MANAGEMENT	27
3.1 Exploitatie van hernieuwbare hulpbronnen	27
3.1.1 Hernieuwbare hulpbronnen	27
3.1.2 Niet hernieuwbare hulpbronnen	29
3.2 Waardering van milieu-effecten	29
3.2.1 Kosten-batenanalyse	30
3.2.2 Kosten-effectiviteitsanalyse	33
3.2.3 Multicriteria-analyse (MCA)	34
3.3 Regionale input-outputanalyse	34
4. MULTIDISCIPLINAIRE ONDERZOEKSMETHODEN	39
4.1 Een economisch-ecologisch model	39
4.2 Het analysekader van Oakerson	41
4.3 Institutionele Analyse van Common Pool Problems	43
4.4 Een biosociaal model	46
5. RESOURCE-DEPENDENT COMMUNITIES	48
5.1 Afname van productie, werkgelegenheid en leefbaarheid: een neerwaartse spiraal	48
5.2 Enkele casestudies	48
5.3 Een typologie van resource-dependent communities	50
LITERATUUR	52
BIJLAGE	61

# WOORD VOORAF

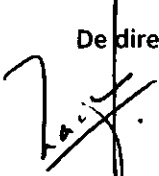
Sinds enige jaren pleiten internationale organisaties als de VN, de OESO en de FAO voor integratie van het beleid ten aanzien van de kustzone: Integrated Coastal Zone Management. Conventioneel sectorbeleid is niet geschikt gebleken om de problemen van overexploitatie van natuurlijke hulpbronnen en toenemende milieuschade in het kustgebied tegen te gaan.

De integratie van beleid ten aanzien van de kustzone vereist dat het beleidsgeoriënteerd onderzoek ook vanuit een breder kader zal moeten plaatsvinden. Er zal in toenemende mate behoefte zijn aan multidisciplinair onderzoek waarin de samenhang tussen economische, sociale en ecologische processen wordt belicht. Voor het visserij-economisch onderzoek wordt deze behoefte nog versterkt door de toenemende aandacht voor regionale aspecten van de visserij binnen het Gemeenschappelijk Visserijbeleid.

Deze ontwikkeling is voor de afdeling visserij aanleiding geweest om een brede verkenning naar het terrein van Coastal Zone Management (CZM) te verrichten, waarin met name aandacht is besteed aan de gevolgen voor het onderzoek.

In dit rapport wordt een overzicht gegeven van theorieën en paradigma's die bruikbaar zijn in het onderzoek ten behoeve van CZM. Daarnaast wordt aandacht besteed aan inhoudelijke aspecten en aan de richtlijnen voor CZM zoals die zijn opgesteld door internationale organisaties als de OESO en de FAO.

De auteur acht een woord van dank op zijn plaats aan P. Salz voor zijn kritische commentaar en drs. Z. N. Abdulla voor zijn redactionele ondersteuning.

De directeur,  
  
L.C. Zachariasse

Den Haag, juli 1996

# SAMENVATTING

Veel kustgebieden hebben te kampen met toenemende milieuschade en overexploitatie van natuurlijke hulpbronnen. Conventioneel sectorbeleid is niet geschikt gebleken om deze problemen op te lossen.

Sinds enige jaren benadrukken internationale organisaties als de VN, de OESO en de FAO de noodzaak van een geïntegreerd beleid ten aanzien van het kustgebied: (Integrated) Coastal Zone Management. Centrale doelstelling van zo'n geïntegreerd beleid is het bevorderen van een duurzame ontwikkeling.

Coastal Zone Management (CZM) speelt zich af binnen een krachtenveld van sociale, ecologische, en economische processen. Daarnaast moet rekening worden gehouden met technische ontwikkelingen en ontwikkelingen in de ruimtelijke ordening. Het doel van dit rapport is een brede verkenning van wat zich afspeelt op het grensvlak van CZM en economie.

De integratie van beleid heeft als consequentie dat beleidsgeoriënteerd onderzoek met betrekking tot de kustzone ook vanuit een breder perspectief zal moeten plaatsvinden. Economische theorieën zullen moeten worden toegepast binnen een multidisciplinair analysekader dat recht doet aan het volledige krachtenveld waarin CZM zich afspeelt.

Economisch onderzoek ten behoeve van CZM zal vooral betrekking hebben op de voorwaarden voor een duurzame exploitatie van natuurlijke hulpbronnen, op de waardering van beleidseffecten en op regionale analyse om het regionaal belang van de activiteiten in de kustzone vast te stellen.

Veel van de natuurlijke hulpbronnen in het kustgebied zijn "common property resources". Dit common property karakter is bepalend voor het analysekader waarbinnen de exploitatie van natuurlijke hulpbronnen bestudeerd moet worden en voor de wijze waarop aan de voorwaarden voor duurzaamheid kan worden voldaan.

Bij de economische waardering van beleidseffecten kunnen kwantitatieve en kwalitatieve evaluatiemethoden worden onderscheiden. Een voorbeeld van een kwantitatieve evaluatiemethode is de maatschappelijke kosten-batenanalyse. Hierbij worden beleidseffecten zoveel mogelijk in financiële termen uitgedrukt. Als het om ongeprijsde goederen gaat, zullen daarbij schaduwprizen moeten worden berekend. Omdat schaduwprizen niet altijd op zinvolle wijze te bepalen zijn, verdient het in sommige gevallen de voorkeur om een kwalitatieve evaluatiemethode zoals multicriteria-analyse te gebruiken. Het voordeel hiervan is dat verschillende effecten niet op kunstmatige wijze in geld hoeven te worden uitgedrukt om een afweging te maken.

Om de druk op de natuurlijke hulpbronnen in de kustzone te vermindere(n) zal in veel gevallen een afweging moeten worden gemaakt tussen de activiteiten van verschillende sectoren. Om deze afweging te kunnen maken, zal

het regionaal belang van de verschillende sectoren moeten worden vastgesteld. Dit kan bijvoorbeeld worden gedaan met behulp van regionale input-outputanalyse.

# 1. INLEIDING

Ongeveer 50% van de wereldbevolking leeft en werkt binnen een afstand van dertig kilometer van de kust, terwijl dit gebied slechts 10% van het aardoppervlak beslaat. Een groot deel van de economische activiteiten vindt plaats in de smalle strook van land en water die we de "Coastal Zone" noemen. De intensieve exploitatie van de natuurlijke hulpbronnen in het kustgebied is in veel landen een belangrijke basis voor economische groei en welvaart. Tegelijkertijd worden steeds meer kustgebieden geconfronteerd met milieuproblemen en overexploitatie van natuurlijke hulpbronnen.

Conventioneel beleid, dat geïsoleerd per sector plaatsvindt, is niet geschikt gebleken om de complexe problemen in de Coastal Zone het hoofd te bieden. In veel gevallen maken verschillende sectoren gebruik van dezelfde natuurlijke hulpbronnen. Veel van de milieuproblemen ontstaan bovendien door het gecombineerde effect van verschillende activiteiten. Om overexploitatie en aantasting van ecosystemen te voorkomen, zal dan ook een beleidsafweging gemaakt moeten worden tussen de activiteiten van deze sectoren.

In Agenda 21, het actieplan van de historische Earth Summit (United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 1992) wordt de noodzaak van een "Integrated Coastal Zone Management (ICZM)" benadrukt. Het beleid ten aanzien van oceanen en kustgebieden moet worden geïntegreerd en dient gericht te zijn op een duurzame ontwikkeling. In de context van CZM kunnen de volgende dimensies van integratie worden onderscheiden:

- integratie van het beleid ten aanzien van verschillende sectoren;
- integratie van het beleid met betrekking tot water en land in de Coastal Zone;
- verticale beleidsintegratie: integratie van het beleid van lokale, regionale en nationale overheden;
- internationale beleidsintegratie;
- integratie van verschillende disciplines: natuurwetenschappen, sociale wetenschappen en technische wetenschappen.

De integratie van het CZM betekent dat beleidsgeoriënteerd onderzoek ook vanuit een breder perspectief zal moeten plaatsvinden. Er zal in toenemende mate behoefte zijn aan multidisciplinair onderzoek, dat de interacties tussen de activiteiten van verschillende sectoren en hun gezamenlijke sociale, economische en ecologische impact belicht. Voor dit soort onderzoek kan gedeeltelijk gebruik gemaakt worden van bestaande theorieën, maar zullen ook nieuwe analysekaders ontwikkeld moeten worden.

Het doel van dit rapport is een brede verkenning van wat zich afspeelt op het grensvlak van CZM en economie. Er zal een overzicht worden gegeven

van theorieën en paradigma's die bruikbaar zijn voor onderzoek ten behoeve van het CZM. In hoofdstuk 2 zal echter eerst ingegaan worden op de richtlijnen en aanbevelingen voor CZM die zijn opgesteld door verschillende internationale organisaties, zoals de OECD en de FAO.

In hoofdstuk 3 komen enkele economische benaderingen aan de orde. Het gaat hier om theorieën met betrekking tot de optimale economische exploitatie van natuurlijke hulpbronnen en de waardering van milieugoederen. Ook zal worden ingegaan op de techniek van regionale input-outputanalyse, waarmee het regionaal economisch belang van verschillende sectoren kan worden bepaald.

In hoofdstuk 4 worden enkele multidisciplinaire analysekaders voor de bestudering van de samenhang tussen economische, sociale en biologische processen gepresenteerd. Er zal vooral aandacht besteed worden aan de analyse van exploitatie van common property resources, omdat veel van de hulpbronnen in het kustgebied een common property karakter hebben. In paragraaf 4.1 wordt een economisch-ecologisch model gepresenteerd waarmee een voorwaarde voor verantwoord beheer van common property resources kan worden afgeleid. In paragraaf 4.2 en 4.3 worden twee benaderingen voor institutionele analyse van de exploitatie van common property resources beschreven. Vervolgens wordt in paragraaf 4.4 een algemeen biosociaal model beschreven dat een analysekader biedt voor het bestuderen van relaties tussen sociale en ecologische systemen.

Tot slot zal in hoofdstuk 5 worden ingegaan op de kenmerken en problemen van kleine gemeenschappen die sterk afhankelijk zijn van natuurlijke hulpbronnen. Daarbij zal het accent liggen op de relatie tussen resource production en community structure, met name op de sociale gevolgen van een plotselinge afname van de resource production. Er worden enkele casestudies beschreven en er wordt een typologie van resource dependent communities gepresenteerd.



## 2. COASTAL ZONE MANAGEMENT: EEN GEÏNTEGREERD BELEID VOOR HET KUSTGEBIED

Het kustgebied is een dynamisch complex van subsystemen. Gewoonlijk worden de volgende subsystemen onderscheiden:

- het zee-subsysteem: het zeegebied dat grenst aan het land en waarin de invloed van natuurlijke en menselijke processen die zich op het land afspelen voelbaar is;
- het kust-subsysteem: de relatief smalle en dynamische overgangszone tussen het land en het zee-subsysteem;
- het land-subsysteem: de strook land die direct aan de zee grenst en waarin de invloed van natuurlijke processen en menselijke activiteiten in het zee-subsysteem duidelijk merkbaar is.

Het kustgebied is zeer rijk aan natuurlijke hulpbronnen en er vinden veel verschillende activiteiten plaats die daarvan gebruik maken. Hieronder zijn voor ieder van de subsystemen de belangrijkste natuurlijke hulpbronnen en hun gebruik weergegeven:

- *het zee-subsysteem:*
  - . exploitatie van visbestanden;
  - . exploitatie van olie- en gasreserves;
  - . exploitatie van het potentieel voor toerisme en recreatie;
  - . afvallozingen;
  - . scheepvaart.
- *het kust-subsysteem:*
  - . zandwinning van strand en duinen;
  - . waterwinning in de duinen;
  - . exploitatie voor toerisme en recreatie;
  - . stedelijke ontwikkeling;
  - . havenontwikkeling en industrie;
  - . aquacultuur.
- *het land-subsysteem:*
  - . landbouw;
  - . industrie;
  - . stedelijke ontwikkeling;
  - . infrastructurele voorzieningen.

De menselijke activiteiten in het kustgebied zijn deels conflicterend en deels complementair. Om een duurzame ontwikkeling te realiseren, zullen deze activiteiten gecoördineerd moeten worden. De laatste jaren is in steeds meer landen het besef doorgedrongen dat een Integrated CZM noodzakelijk is. Dat betekent dat het beleid niet meer geïsoleerd per sector, per regio of per land mag plaatsvinden en dat zowel een horizontale als een verticale beleidsin-

tegratie tot stand zal moeten worden gebracht. Er zal immers een afweging tussen activiteiten van verschillende sectoren gemaakt moeten worden om tot een economisch en ecologisch efficiënte exploitatie van het kustgebied te komen.

ICZM kan worden omschreven als een systeem voor het beheer van menselijke activiteiten die de toestand van de natuurlijke hulpbronnen in het kustgebied beïnvloeden met als belangrijkste doelstellingen het realiseren van duurzame ontwikkeling en behoud van de biodiversiteit (Clark, 1992).

Het centrale beleidsdoel dat gekoppeld is aan CZM is dus het bereiken van een ecologisch duurzame ontwikkeling. Dat wil zeggen dat economische activiteiten zodanig georganiseerd moeten worden dat ze niet alleen voorzien in de behoeften van de huidige generatie maar ook de natuurlijke hulpbronnen voor toekomstige generaties in stand houden. Dit is de norm waaraan het beleid dan ook steeds getoetst moet worden

Om het begrip duurzame ecologische ontwikkeling als beleidsdoel voor CZM te operationaliseren, zullen per geval de volgende vragen beantwoord moeten worden:

- wat is het kritische kwaliteitsniveau van natuurlijke hulpbronnen dat gehandhaafd moet worden om een duurzame output te verkrijgen;
- welke indicatoren zijn geschikt om de kwaliteit van de natuurlijke hulpbronnen in het kustgebied vast te stellen;
- hoe kan de ecologische waarde van ecosystemen beschermd of hersteld worden?

Het geïntegreerde beleid ten aanzien van het kustgebied zal dus gebaseerd moeten zijn op een grondige analyse van de beschikbare natuurlijke hulpbronnen, van de activiteiten die er een beroep op doen en van het economisch en sociaal belang van deze activiteiten.

## **2.1 Ontwikkeling en implementatie van CZM**

Enkele belangrijke aandachtspunten bij de ontwikkeling en implementatie van geïntegreerd beleid voor het kustgebied (OECD, 1993a):

### **a. *Institutionele organisatie***

Uit de casestudies die de OECD heeft verricht (OECD, 1993b), blijkt dat er een sterk positief verband bestaat tussen een goed georganiseerd institutioneel mechanisme voor de afstemming van beleid en een efficiënte beleidsontwikkeling. In het algemeen zal een dergelijke beleidsorganisatie gebaseerd moeten zijn op een specifiek CZM-bureau op nationaal niveau of op een versterking van de coördinatie tussen de verschillende sectorale departementen via interdepartementale werkgroepen en advieslichamen. Dit zal afhangen van de aard en omvang van de problemen en van de politieke cultuur en verhoudingen in een land.

**b. Informatie en evaluatie**

Er moet een analyse gemaakt worden van de huidige kwantiteit en kwaliteit van beschikbare natuurlijke hulpbronnen, van het beroep dat daarop wordt gedaan door verschillende activiteiten en van de aard van de economische en ecologische processen in het kustgebied. De belangrijkste vervuilingsbronnen en de bijbehorende dosis-effectrelaties zullen moeten worden vastgesteld. Plannen voor nieuwe projecten kunnen dan beoordeeld worden naar het aanvullende beroep dat ze doen op de natuurlijke hulpbronnen en de eventuele milieuschade die ze aanrichten. Uit de casestudies van de OECD blijkt dat een dergelijke evaluatie in de praktijk hooguit partieel plaatsvindt. Een belangrijke conclusie is dat databases en bio-economische modellen zullen moeten worden verbeterd om tot een efficiënt CZM te komen.

**c. Beleidsinstrumenten**

Beleidsinstrumenten ten behoeve van CZM kunnen worden verdeeld in regulerende instrumenten en economische instrumenten. Regulerende instrumenten, zoals "land-use zoning" of een stelsel van vergunningen, bestaan uit verbods- en gebodsbepalingen. Dit soort instrumenten kan nodig zijn om er zeker van te zijn dat bepaalde beleidsdoelen gerealiseerd worden. Een nadeel is echter dat ze economisch inefficiënt zijn omdat marktprijzen erdoor verstoord worden. Economische instrumenten, zoals emissieheffingen, allocatie van eigendomsrechten of verhandelbare vergunningen, proberen gewenst gedrag te stimuleren door economische prikkels. Als zulk beleid goed gevoerd wordt, kunnen externe effecten geïnternaliseerd worden en kan zowel de economische als de ecologische efficiëntie verbeterd worden. Voor een duurzame ecologische ontwikkeling kan echter niet alleen op economische instrumenten vertrouwd worden omdat de markt ecologie kan onderwaarden en vooral op de korte termijn is gericht.

**Aanbevelingen voor verbetering van het beleid**

**a. Nationaal CZM**

Nationaal beleid ten aanzien van het kustgebied is in de meeste landen sterk gesegmenteerd en verdeeld over verschillende departementen. Vaak is er weinig afstemming tussen verschillende activiteiten en is niet duidelijk welk departement waar voor verantwoordelijk is. In sommige landen zijn wel pogingen ondernomen om tot een integratie van beleid te komen. In Nieuw-Zeeland, bijvoorbeeld, is onlangs de Resource Management Act aangenomen, waarin de wetgeving voor alle natuurlijke hulpbronnen in het kustgebied is opgenomen en verantwoordelijkheden zodanig over nationale, regionale en lokale autoriteiten worden verdeeld, dat coördinatie en integratie van beleid wordt gestimuleerd. Op basis van de casestudies komt de OECD (OECD, 1993b) tot de volgende aanbevelingen voor verbetering van het CZM (OECD, 1993a):

- er moet een Coastal Zone wetgeving ontwikkeld worden om de verantwoordelijkheden van de verschillende departementen af te bakenen en tot een betere afstemming van beleid van nationale, regionale en lokale autoriteiten te komen. Deze wetgeving moet ook een wettelijke basis bieden voor milieunormen, zoals waterkwaliteit, en voor behoud en bescherming van ecosystemen in het kustgebied;
- bedrijfsleven en publiek zullen bij het beleid betrokken moeten worden om een breed draagvlak voor het beleid te verkrijgen;
- er zal een institutioneel mechanisme moeten worden gecreëerd, dat een betere coördinatie en integratie van beleid waarborgt. Dit kan bijvoorbeeld inhouden dat een centraal Coastal Managementbureau wordt ingesteld.

*b. Aanbevelingen voor een betere internationale samenwerking*

CZM heeft vele internationale aspecten, bijvoorbeeld beheersing van de waterkwaliteit en luchtvervuiling, het beleid ten aanzien van scheepvaart en olieboringen in internationale wateren en het zee- en kustvisserijbeleid. Er zijn diverse internationale overeenkomsten gesloten op het gebied van CZM, bijvoorbeeld de Barcelona Convention (1976), de UN Convention on the Law of the Sea (1982) en de Helsinki Convention (1974 en 1992). Deze overeenkomsten zijn niet internationaal afdwingbaar, maar zijn toch van belang als stimulans voor internationale samenwerking omdat ze concrete doelen stellen ten aanzien van de reductie van milieuvuiling en omdat ze een morele en politieke druk leggen op de betrokken overheden om zich aan deze afspraken te houden.

Op basis van analyse van de Helsinki Conventie komt de OESO met een aantal suggesties voor verbetering van de internationale samenwerking in CZM:

- instelling van een internationaal instituut voor CZM voor bepaalde gebieden. Aan zo'n instituut zouden verantwoordelijkheden en bevoegdheden met betrekking tot het beheer van het hele gebied moeten worden toegekend;
- er moet een speciaal "management committee" worden ingesteld voor een integrale en multidisciplinaire analyse van het kustgebied. Dit zou zich bezig moeten gaan houden met inventarisatie van de natuurlijke hulpbronnen in het gebied, schatting van huidig en toekomstig gebruik hiervan door verschillende sectoren, analyse van de ecologische en economische impact van exploitatie van deze hulpbronnen en uitvoering van kosten-batenanalyses van productieactiviteiten en beheersmaatregelen;
- instelling van een Regionaal Milieu Fonds voor het gebied, waaraan de betrokken landen een bijdrage leveren.

Een wijdverbreid misverstand is dat CZM met het daaraan gekoppelde doel van duurzame ontwikkeling ten koste gaat van economische groei. De economische groei op lange termijn wordt juist gestimuleerd omdat ervoor gezorgd wordt dat natuurlijke hulpbronnen voor de toekomst be-

waard blijven. Uitgangspunt is dat er van hernieuwbare natuurlijke hulpbronnen niet meer verbruikt mag worden dan de hoeveelheid die in de dezelfde periode kan worden geregenereerd. Het streven naar duurzame ontwikkeling betekent dus een streven naar optimale sociale en economische resultaten op lange termijn.

## **2.2 Uitgangspunten voor CZM**

Clark formuleert de volgende centrale uitgangspunten voor Integrated CZM (Clark, 1992).

1. De nadruk moet liggen op het behoud van natuurlijke hulpbronnen die publiek eigendom zijn. Het beheer van publiek eigendom is een belangrijke taak van de overheid. Dit kan door directe regulering of door allocatie van eigendomsrechten of vergunningen.
2. Voorkoming van schade door natuurrampen en behoud van natuurlijke hulpbronnen moeten worden gecombineerd in een CZM-programma. Voor het behoud van ecologische waarden zijn veelal dezelfde maatregelen nodig als voor kustverdediging. Strand en duinen hebben bijvoorbeeld naast hun ecologische waarde een belangrijke functie als bescherming tegen storm en overstromingen (zie ook punt 4).
3. Alle overheidsniveaus van een land moeten worden betrokken bij het CZM, omdat in het algemeen de bevoegdheden ten aanzien van het kustgebied en de sectoren die daarin actief zijn, over verschillende niveaus verdeeld zijn.
4. Ontwikkeling van het kustgebied moet volgens de "design with nature"-methode ofwel de "nature-synchronous approach" gebeuren. Dat wil zeggen dat natuurlijke krachten en processen zoveel mogelijk gerespecteerd moeten worden. Bij kustverdediging moet waar mogelijk gebruik worden gemaakt van natuurlijke hulpbronnen zoals strand en duinen. Alleen als het niet anders kan moeten betonnen structuren en andere menselijke artefacten worden aangelegd. Strandstabilisatie en duinbeheer ("soft engineering") zijn doorgaans goedkoper en effectiever dan "hard engineering".
5. In CZM-programma's moet gebruik gemaakt worden van speciale vormen van economische kosten-batenanalyse (KBA). Het gaat hier nadrukkelijk om maatschappelijke kosten-batenanalyse waarbij niet alleen de bedrijfs-economische kosten en baten tegen elkaar worden afgewogen, maar ook de effecten op derden worden meegenomen. De KBA wordt bemoeilijkt doordat er sprake is van marktfalen en omdat veel van de kosten en baten bestaan uit ongeprijsde goederen (zie paragraaf 3.2). Er moet een analyse gemaakt worden van externe effecten die sectoren aan

elkaar opleggen via milieuschade en exploitatie van natuurlijke hulpbronnen. Indien mogelijk zullen schaduw prijzen voor deze effecten moeten worden bepaald. Effecten van activiteiten op ecosystemen kunnen met de normale methoden voor projectevaluatie moeilijk worden vastgesteld:

- de waarde van ecosystemen kan veelal niet in termen van geld worden uitgedrukt. Hoewel de waarde van sommige milieugoederen wel kan worden gekwantificeerd, bijvoorbeeld de waarde van visbestanden via effecten op inkomensniveaus, zullen veel milieu-effecten op kwalitatieve wijze in de maatschappelijke kosten-batenanalyse moeten worden meegewogen. In sommige gevallen zal het de voorkeur verdienen om gebruik te maken van een kwalitatieve evaluatiemethode zoals multicriteria-analyse;
- veel van de door ecosystemen in het kustgebied geproduceerde goederen en diensten worden elders benut en worden externe effecten in andere systemen. Het kustwater is bijvoorbeeld van belang voor het opgroeien van vis die later door de zeevisserij op open zee wordt opgevist.

6. Participatie van de bevolking in het betrokken gebied is essentieel voor CZM-projecten. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen actieve participatie en passieve participatie. Bij passieve participatie gaat het bijvoorbeeld om campagnes om het publiek bewust te maken van milieuproblemen of om de mogelijkheid voor het publiek om zich uit te spreken over voorgenomen beleid. Actieve participatie houdt in dat het beleid gebaseerd wordt op lokale initiatieven en dat verantwoordelijkheden worden toegekend aan groepen gebruikers van natuurlijke hulpbronnen. Hierbij moet ook gedacht worden aan vormen van co-management en beheer door lokale gemeenschappen van de natuurlijke hulpbronnen die ze exploiteren. Met name deze laatste vorm van participatie is zeer belangrijk:
- traditionele bewoners van het kustgebied kennen de grenzen van de productiviteit van ecosystemen in hun gebied vaak het best;
  - actieve participatie door de leden van een gemeenschap kan leiden tot een sterkere motivatie voor een duurzaam beheer van de hulpbronnen waarvan een gemeenschap afhankelijk is;
  - door vormen van sociale controle binnen de gemeenschap kan de externe controle door de centrale overheid sterk verminderd worden. De overheid zal het accent kunnen verleggen van regelgeving en controle naar een voorwaardenscheppend beleid. Hierbij moet gedacht worden aan advisering en financiële steun;
  - het toekennen van verantwoordelijkheid aan een lokale gemeenschap kan de acceptatie van beleid dat gericht is op duurzame ontwikkeling vergroten. Zonder medewerking van de bevolking van het betreffende gebied kan het beleid niet succesvol gevoerd worden.
- In het algemeen kan dus worden gesteld dat in het CZM het principe van subsidiariteit zal moeten worden gehanteerd: iedere bestuurslaag dient zaken die ook op een lager niveau kunnen worden geregeld,

over te laten aan lagere bestuurslagen. Het overdragen van verantwoordelijkheden naar de gebruikers van hulpbronnen is natuurlijk wel aan beperkingen gebonden. Een belangrijke voorwaarde hiervoor is dat de betreffende hulpbron afgesloten is voor gebruik door derden. Dit kan het geval zijn door een geografische geïsoleerde ligging of door institutionele regelingen, zoals een systeem van licenties of exploitatievergunningen.

7. Duurzame ontwikkeling is een hoofddoel voor CZM. Hernieuwbare natuurlijke hulpbronnen mogen slechts verbruikt worden in het tempo waarin ze geregenereerd kunnen worden. Dit is al eerder aan de orde geweest en komt nog uitgebreid aan de orde in paragraaf 3.1.1.
8. Multiple-use management en de betrokkenheid van meerdere sectoren is essentieel voor de meeste coastal resource systemen. Een probleem bij CZM is dat in veel landen de verantwoordelijkheid ten aanzien van bepaalde natuurlijke hulpbronnen aan één economische sector is toebedeeld, terwijl deze ook voor andere sectoren van belang zijn. Het exclusief gebruik van een natuurlijke hulpbron door een bepaalde sector moet in het algemeen door het CZM ontmoedigd worden. Er moet worden gestreefd naar een evenwicht van "multiple uses" waarbij maatschappelijke opbrengsten op lange termijn worden gemaximaliseerd. Om dit doel te realiseren, zal voor ieder project in het kustgebied een maatschappelijke Cost Benefit Analysis moeten worden uitgevoerd, waarbij per project de opportunity costs worden bepaald. Daarbij moet rekening gehouden worden met de interactie-effecten tussen de verschillende projecten (zie paragraaf 3.2).
9. Traditionele methoden voor het beheer van natuurlijke hulpbronnen moeten worden gerespecteerd. Waar lokale gemeenschappen een exclusief recht hebben op de visbestanden voor hun kust, hebben ze vaak effectieve methoden voor een duurzaam beheer ontwikkeld. In die gevallen moeten deze traditionele methoden zoveel mogelijk door het CZM gerespecteerd worden.
10. Toepassing van de Environmental Impact Assessment methode is essentieel voor een effectief CZM. Environmental Impact Assessment (EIA) is een analytische methode om de effecten van een project op hernieuwbare natuurlijke hulpbronnen en milieukwaliteit vast te stellen. Een belangrijk onderdeel van het ecologisch en economisch evaluatieproces is het vaststellen van de sociale gevolgen van een verandering in milieukwaliteit of een verandering in de beschikbaarheid van natuurlijke hulpbronnen. Social Impact Assessment (SIA) is een methode om de effecten op mensen, gemeenschappen en instituties te meten. Het vaststellen van de economische effecten van een CZM-programma zal deels met traditionele technieken zoals netto contante waarde, intern rendement, benefit-cost-ratio en cost-effectiveness-analyse kunnen gebeuren. Daarnaast kunnen speci-

ale technieken zoals schaduwprizen en willingness to pay gebruikt worden voor het schatten van de waarde van goederen waarvoor geen marktprijzen bestaan.

### *CZM en visserij*

Een groot wereldwijd probleem is de uitputting van visbestanden als gevolg van vervuiling en overbevissing. In het kader van CZM kan vervuiling worden tegengegaan en kunnen beschermde gebieden worden gecreëerd. In de visie van Clark (auteur van het FAO-rapport: Integrated CZM) dient het specifieke visserijbeleid (quoteringsbeleid enzovoort) in handen van de visserij-autoriteiten te blijven. Het CZM zal waarschijnlijk op meer directe wijze betrokken zijn op aquacultuur. Aquacultuur houdt een transformatie van de natuurlijke omgeving in en de effecten hiervan dienen integraal in het CZM te worden betrokken.

### **2.3 Environmental Impact Assessment**

De ontwikkeling van projecten en plannen in de Coastal Zone moet gebaseerd zijn op gedegen onderzoek naar de te verwachten effecten. In veel landen is voor grote projecten dan ook een Environmental Impact Assessment (Milieu-effect rapportage) verplicht. Environmental Impact Assessment (EIA) is een procedure om de milieu-effecten van nieuwe projecten, plannen en wetgeving te voorspellen en te meten. Het doel is om besluitvormers te voorzien van informatie over de te verwachten effecten van hun plannen in een stadium waarin deze informatie de besluitvorming nog kan beïnvloeden.

Sinds 1969 is in de VS voor grote projecten een EIA vereist krachtens de National Environment Policy Act (NEPA). Daarna heeft EIA in steeds meer landen, waaronder Nederland, Canada, Australië en Japan, een wettelijke basis gekregen. Sinds 1985 zijn alle EU-lidstaten krachtens de EC-EIA richtlijn "On the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment" (Official Journal, L175, 28.5.85., 40-8) verplicht om voor projecten een EIA-procedure uit te voeren.

In de loop van de jaren heeft de inhoud van Environmental Impact Assessment zich verbreed. EIA omvat nu in veel gevallen ook de voorspelling van andere relevante effecten van voorgenomen projecten. In een aantal landen is Social Impact Assessment (SIA) tegenwoordig een standaard onderdeel van EIA, met name in de Verenigde Staten.

De nadruk in EIA ligt op het voorspellen van effecten (pre-decision analysis) met als doel het opstellen van een Environmental Impact Statement (EIS), op grond waarvan over het uitvoeren of aanpassen van een project kan worden beslist. De paradox van EIA is dat in het algemeen relatief weinig aandacht wordt besteed aan de in werkelijkheid optredende sociale en milieu-effecten (post-decision analysis). Daardoor ontbreekt in veel gevallen een feedback-mechanisme, waardoor de EIA-procedure verbeterd zou kunnen worden.

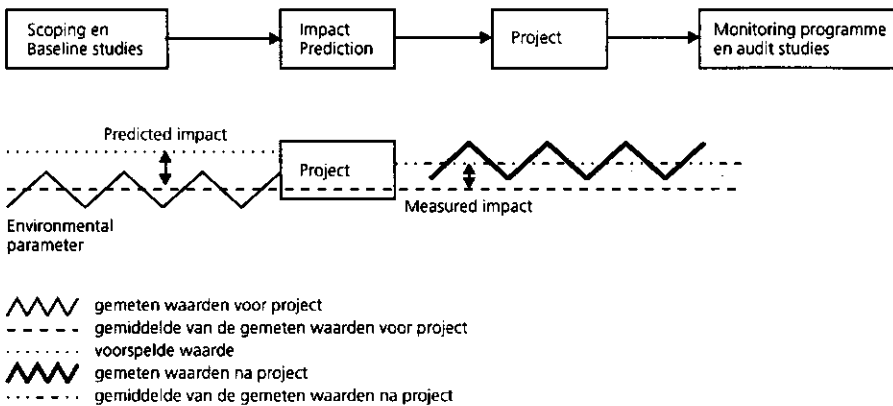


## Fasen in het EIA-proces

### 1. Scoping en baseline studies

Scoping is het proces waarin de belangrijkste onderwerpen van een EIA worden geïdentificeerd. Het doel is om de EIA toe te spitsen op de potentiële effecten van een project die door het publiek en deskundigen als belangrijk worden ervaren. De inhoud van een EIA zal dus per project verschillen. De voorkeuren van het publiek kunnen bijvoorbeeld vastgesteld worden door bijeenkomsten voor de direct belanghebbenden te organiseren. In de VS is dit zelfs verplicht krachtens de NEPA. Als scopingbijeenkomsten niet mogelijk zijn, kunnen interviews of enquêtes worden gehouden. Het nadeel hiervan is echter dat er dan geen open dialoog mogelijk is.

Fasen in het EIA-proces



Figuur 2.1 Het verband tussen baseline studies en monitoring

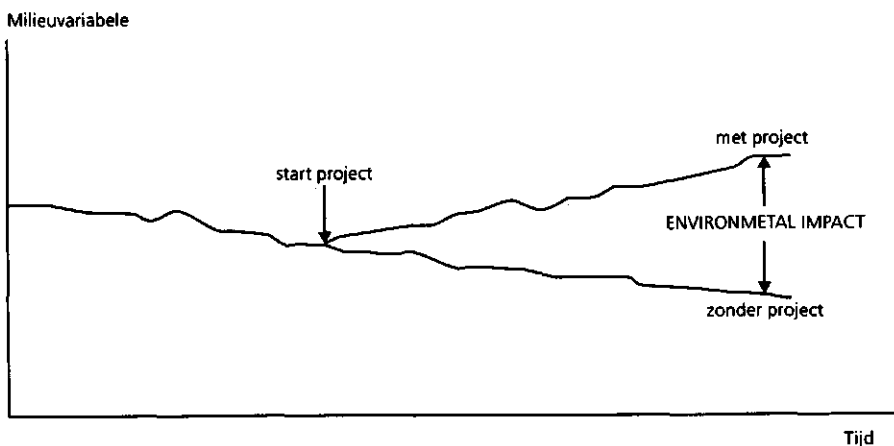
Bron: P. Wathern (1988).

Baseline studies betreffen het verzamelen van informatie over de sociale en ecologische omstandigheden voor de start van het project. Nadat in het scoping-proces de relevante variabelen zijn bepaald, worden in deze fase de waarden van de variabelen gemeten. Het is de bedoeling om een referentiepunt te hebben, waartegen latere metingen kunnen worden afgezet. Dat betekent dat er een samenhang moet zijn tussen baseline studies en het monitoring proces. Deze samenhang is in figuur 2.1 schematisch weergegeven. Het is van belang om zowel tijdens de baseline study als tijdens het monitoringproces meerdere metingen van dezelfde milieuvariabele te verrichten, zodat het verschil tussen de gemiddelde waarde voor en na het project kan worden bepaald.

Een belangrijk probleem is dat baseline studies vaak uitgevoerd worden zonder duidelijk omschreven doelstellingen. Men richt zich dan op het verzamelen van eenvoudig te verkrijgen data, zonder rekening te houden met de specifieke informatiebehoeften van besluitvormers.

## 2. *Impact prediction*

In deze fase worden de toekomstige waarden van de gemeten variabelen voorspeld. Ecosystemen zijn niet statisch, maar veranderen in de loop van de tijd. Om de impact van een project te voorspellen, moeten daarom veronderstellingen gemaakt worden over natuurlijke veranderingen in het ecosysteem zonder dat het project zou worden uitgevoerd (zie figuur 2.2).



*Figuur 2.2 Impact prediciton in een veranderende omgeving*  
Bron: P. Wathern (1988).

Er zijn verschillende methoden ontwikkeld voor het voorspellen en waarden van environmental impacts:

- a. *Indexbenaderingen.* In deze benaderingen wordt een index afgeleid die de totale impact van een project weergeeft;
  - scaling-weighting checklists. Op basis van een checklist van milieufactoren die in EIA beschouwd kunnen worden, meet men de relevante geachte variabelen en met behulp van bijvoorbeeld dosis-responsrelaties worden toekomstige waarden geschat. Deze waarden worden gestandaardiseerd en op basis van de oordelen van deskundigen en/of publiek voorzien van gewichten. Gewogen somming van deze waarden geeft dan de "total environmental impact". Op analoge wijze kan een waarde voor de "total social impact" bere-

kend worden. Door deze waarden voor meerdere alternatieven te berekenen, kan de trade-off tussen environmental impact en social impact expliciet gemaakt worden;

- multi-attribute utility theory. Dit is een verwante methode waarin door deskundigen een nutswaarde wordt toegekend aan verschillende niveaus van milieuv variabelen. Door gewogen somming van de verwachte nutswaarden voor de verschillende milieuv variabelen kan de total expected utility van een project berekend worden.

b. *Adaptive Environmental Assessment and Management (AEAM): Simulation modelling*

De kern van de AEAM-methode wordt gevormd door kleine workshops waaraan wetenschappers, besluitvormers en computer experts deelnemen. In deze workshops wordt getracht overeenstemming te bereiken over de belangrijkste kenmerken en relaties van een ecosysteem. De resultaten hiervan worden vertaald in een computermodel. Via periodieke vervolgworkshops kan het model daarna nog verfijnd worden. Soms worden naast ecologische ook economische en sociale relaties in het simulatiemodel verwerkt. Een belangrijk voordeel van de AEAM-methode is dat er vanaf het begin een nauw contact tussen wetenschappers en besluitvormers bestaat.

c. *Sound Ecological Principles*

Een veelgehoorde klacht over Environmental Impact Statements is dat ze vaak bestaan uit vage generalisaties over mogelijke impacts van een project. Als reactie hierop benadrukken vertegenwoordigers van de Sound Ecological Impact-benadering dat impactvoorspellingen als toetsbare hypotheses moeten worden geformuleerd. Meer in het algemeen kan de kritiek van vertegenwoordigers van deze benadering worden samengevat als een pleidooi voor toepassing van de klassieke wetenschappelijke methode in EIA.

3. *Monitoring programme en audit studies*

Monitoring is het proces waarin informatie wordt verzameld over het gedrag van de relevant geachte milieu- en sociale variabelen tijdens en na uitvoering van het project. Monitoring-data worden niet alleen gebruikt om de daadwerkelijke impact van een project vast te stellen, maar ook voor audit studies ter beoordeling van de effectiviteit van de impactvoorspellingen.

a. *Impact monitoring schemes*

Het doel van impact monitoring is niet alleen om veranderingen in de waarden van de relevante variabelen tijdens de uitvoering van een project te meten, maar ook om vast te stellen in hoeverre deze veranderingen het gevolg zijn van dit project. Daartoe wordt gebruik gemaakt van paren van "reference"- en "treatment"-locaties, die zoveel mogelijk op elkaar lijken. Binnen het reference en het treatment gebied moeten

meerdere locaties gekozen worden, omdat de verschillen tussen de gebieden alleen kunnen worden vastgesteld als de variantie binnen ieder van de gebieden bekend is.

Impact monitoring vereist het vooraf opstellen van toetsbare hypotheses, omdat alleen kan worden vastgesteld of een verandering statistisch significant is als deze kan worden vergeleken met een toetsbare nulhypothese.

*b. Audit studies*

In audit studies worden monitoring data gebruikt om voorspelde impacts te vergelijken met de in werkelijkheid optredende effecten. Aan de hand van deze vergelijking kan de effectiviteit van het impact prediction proces beoordeeld worden. In de praktijk zijn impact voorspellingen echter lang niet altijd geformuleerd als toetsbare hypotheses. In die gevallen is het nauwelijks mogelijk om een audit studie uit te voeren en ontbreekt dus een feedback-mechanisme waarmee het EIA-proces verbeterd zou kunnen worden.

## **2.4 Social Impact Assessment**

Indien een project, naast gevolgen voor het fysieke milieu, ook belangrijke gevolgen heeft voor het sociale milieu, zal er ook onderzoek gedaan moeten worden naar de sociale gevolgen en zullen de resultaten van dit onderzoek in de besluitvorming moeten worden meegenomen. In de Verenigde Staten is het gebruikelijk om de resultaten van een Social Impact Assessment, net als die van een EIA, in een EIS op te nemen. De diepgang van zo'n sociale paragraaf laat echter in het algemeen te wensen over, mede door de zwakke methodologische onderbouwing. De invloed van SIA op de besluitvorming is dan ook in veel gevallen gering.

De SIA-procedure wordt parallel aan de EIA uitgevoerd en bestaat dan ook globaal uit dezelfde fasen. Ook bij SIA zal men in het ideale geval beginnen met het scoping proces en baseline studies, waarna de impact assessment-fase volgt. Tijdens en na uitvoering van het project zal een monitoring programma uitgevoerd moeten worden. Hieronder zal nader ingegaan worden op de impact assessment-fase: het voorspellen van sociale effecten.

Sociale gevolgen kunnen worden onderscheiden in sociaal-ruimtelijke gevolgen en sociologische gevolgen. Bij sociaal-ruimtelijke gevolgen gaat het om veranderingen in de relatie mens-omgeving:

- woonomstandigheden;
- werkomstandigheden;
- vrije tijd, recreatie;
- migratie;
- afstand, bereikbaarheid en mobiliteit;
- voorzieningenniveau.

Bij sociologische gevolgen gaat het om veranderingen in relaties tussen mensen onderling:

- normen en waarden;
- cohesie en stabiliteit van de gemeenschap;
- interactie en communicatie;
- beleving van geestelijke en lichamelijke gesteldheid.

Technieken voor het voorspellen van sociale effecten kunnen ingedeeld worden in drie categorieën:

- extrapolatieve voorspellingsmethoden;
- modellen en simulatie;
- holistische methoden.

#### 1. *Extrapolatieve voorspellingsmethoden*

Dit zijn relatief eenvoudige methoden die ervan uitgaan dat trends in het verleden zich zullen voortzetten in de toekomst. Deze technieken worden gebruikt voor het voorspellen van één of een beperkt aantal variabelen. Als input zijn kwantitatieve data vereist. Voorbeelden:

##### a. *Regressie-analyse*

Bij deze voorspellingstechniek wordt verondersteld dat een in het verleden geconstateerd verband ook in de toekomst zal gelden. Bij regressie-analyse moet eerst bepaald worden welke variabelen als afhankelijke en welke als onafhankelijke variabelen in een regressiefunctie opgenomen moeten worden. Vervolgens moeten de parameterwaarden geschat worden. Aan de hand van schattingen van de toekomstige waarden van de afhankelijke variabelen kunnen nu voorspellingen van toekomstige waarden van de onafhankelijke variabele gemaakt worden. Als de opgenomen variabelen goed meetbaar zijn, kan het verband aan de hand van historische data getoetst worden. Regressie-analyse wordt echter ook veel gebruikt om moeilijk te meten grootheden te benaderen door variabelen die wel direct te meten zijn. Een voorbeeld is de bepaling van de Social Interaction Index (SII) door het U.S. Department of Transportation als functie van:  $X_1$ = mobiliteit (percentage huishoudens dat korter dan 2 jaar in de buurt woont),  $X_2$ =percentage grond met woonbestemming,  $X_3$ = aantal woningen per  $\text{km}^2$ . De regressievergelijking krijgt dan het karakter van een (niet toetsbare) definitievergelijking.

##### b. *(Lineaire) trendextrapolatie*

Basisveronderstelling bij trendextrapolaties is dat een trend in de ontwikkeling van een variabele in het verleden zich in de toekomst voort zal zetten. Trendextrapolatie wordt alleen als deelmethode bij het voorspellen gebruikt. Voor enkele basisvariabelen die naar verwachting niet door het project beïnvloed worden kunnen op deze manier de toekomstige ontwikkelingen geschat worden. Voor variabelen die wel door het project beïnvloed worden, kunnen trendextrapolaties alleen gebruikt worden voor voorspelling van de "toekomst zonder project".

*c. Comparatieve analyse: het gebruik van analogieën*

Hierbij worden de sociale effecten van de uitvoering van een project voorspeld op basis van de effecten die optraden bij soortgelijke projecten in overeenkomstige situaties. Uitgangspunt vormt een duidelijke beschrijving van het project en de omgeving waarin het uitgevoerd zal worden. Aan de hand van casestudies van vergelijkbare projecten kunnen vervolgens de te verwachten sociale effecten worden geschat.

Omdat combinaties van project en omgeving zelden identiek zullen zijn, wordt comparatieve analyse vaak niet als formele techniek gebruikt, maar om een eerste indruk te krijgen van de mogelijke gevolgen van een project. Hiervan kan bij het gebruik van andere voorspellingstechnieken gebruik worden gemaakt.

**2. Modellen en simulaties**

In een model kunnen relaties tussen variabelen geëxpliciteerd worden. Hierdoor kunnen de gevolgen van een verandering in één variabele voor de andere variabelen doorgerekend worden. Voor toepassing in SIA komen vooral demografisch-economische en sociaal-economische modellen in aanmerking, omdat modellen met kwantitatieve data werken. De output van dit soort modellen kan een belangrijke input vormen voor de bepaling van minder goed kwantificeerbare sociale effecten.

**3. Kwalitatieve en holistische methoden**

Met behulp van methoden uit de eerste twee categorieën is het niet mogelijk om het belang van een voorgenomen project voor een gemeenschap vast te stellen. Daarvoor is direct contact met de betrokkenen nodig. Kwalitatieve en holistische methoden worden gekenmerkt doordat ze een samenhangend toekomstbeeld geven, dat kwalitatief van aard is. In deze methoden is er ook vaak meer aandacht voor belevingsaspecten dan bij extrapolatieve en simulatiemethoden. Voorbeelden:

*a. Delphi-methode*

De Delphi-techniek bestaat uit een aantal onderhandelingsrondes tussen een groep deskundigen. Het contact tussen de groepsleden verloopt indirect om vertekeningseffecten, veroorzaakt door dominante groepsleden of confirmatie aan groepsoordelen, te minimaliseren. Aan deze deskundigen wordt een nauwkeurige omschrijving van het uit te voeren project en van de uitgangssituatie gegeven. Vervolgens wordt aan ieder van de deskundigen een uitgebreide vragenlijst met betrekking tot de te verwachten effecten voorgelegd. Na anonieme verwerking van de antwoorden wordt ieder van de groepsleden geconfronteerd met de antwoorden van de anderen en wordt hen gevraagd opnieuw een oordeel te geven. Dit proces wordt een aantal keren herhaald. In het algemeen zullen de tweede en derde ronde tot convergerende antwoorden leiden en treden daarna geen grote wijzigingen meer op. Na de laatste ronde wordt de groepsopinie bepaald als het gemiddelde van de individuele opinies. Voor onderwerpen ten aanzien waarvan een hoge mate van consensus

is bereikt, wordt aan de groepsleden met extreme opvattingen gevraagd om hun oordeel te herzien of een argumentatie te geven voor hun afwijkende opvattingen. De onderwerpen waarover geen consensus wordt bereikt, worden opnieuw gepresenteerd met de vraag om een nieuw oordeel te geven in het licht van de geconstateerde spreiding.

De Delphi-methode is gebaseerd op de veronderstelling dat deskundigen een min of meer objectief oordeel kunnen geven over de waarschijnlijkheid van het optreden van verschillende gevolgen. Overigens hoeft het accent niet te liggen op het voorspellen van sociale effecten. De methode kan ook gebruikt worden om een groep belanghebbenden te vragen naar de waarde die zij hechten aan verschillende mogelijke sociale effecten.

#### *b. Scenario's*

Een scenario bestaat uit een beschrijving van de huidige situatie, één of meer alternatieve toekomstbeelden en één of meer alternatieve processen die tot die toekomstbeelden zullen leiden. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen projectieve en prospectieve scenario's. Projectieve scenario's zijn gebaseerd op extrapolatie van trends en ontwikkelingen vanuit één uitgangssituatie. Bij dit soort scenario's gaat het om pure voorspellingen. Er wordt niet aangegeven welke ontwikkelingen wenselijk geacht worden. Prospectieve scenario's kenmerken zich door hun expliciete normatieve geladenheid en door hun lange-termijnperspectief. Het vertrekpunt is niet de huidige situatie maar een wenselijk geachte toekomstige situatie. Vanuit dit normatieve toekomstbeeld wordt terug gewerkt naar de huidige situatie.

Wanneer een goed uitgewerkt en onderbouwd scenario moet worden opgesteld, zal dit veel tijd en deskundigheid vergen. Als input voor een scenario kunnen ook andere technieken gebruikt worden.

#### *Het gebruik van sociale indicatoren in SIA*

Sociale indicatoren zijn periodiek te verzamelen gegevens die maatgevend worden geacht voor een bepaald sociaal verschijnsel. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen:

- objectieve sociale indicatoren. Dit zijn data die uitgedrukt zijn in meetbare kwantitatieve eenheden, bijvoorbeeld werkloosheidscijfers, inkomensgegevens, beschikbaarheid van voorzieningen als scholen, winkels en bibliotheken;
- subjectieve sociale indicatoren. Hierbij gaat het om gegevens die betrekking hebben op beleevingsaspecten, zoals attitudes, gevoelens, behoeften, satisfacties enzovoort.

Een voordeel van het werken met objectieve sociale indicatoren is dat veelal gebruik kan worden gemaakt van bestaande databestanden. Objectieve indicatoren van sociale verschijnselen worden in veel landen en regio's periodiek en op gestandaardiseerde wijze verzameld door overheidsinstanties. Dat

betekent dat gegevens die betrekking hebben op verschillende plaatsen en op verschillende tijdstippen goed met elkaar te vergelijken zijn.

Om sociale effecten van beleid goed in kaart te brengen, zal echter ook gebruik moeten worden gemaakt van subjectieve sociale indicatoren. Het gaat immers om het belang dat betrokkenen aan de effecten hechten. Subjectieve sociale indicatoren zijn in het algemeen minder gemakkelijk meetbaar. De onderzoeker zal dit soort gegevens in de meeste gevallen zelf moeten verzamelen door middel van interviews of enquêtes.

Het is ook mogelijk om subjectieve sociale indicatoren met behulp van gewichten samen te stellen uit meerdere objectieve indicatoren. De gewichten kunnen bepaald worden via interviews met groepen burgers, deskundigen en/of beleidsmakers. Zo zou men bijvoorbeeld een maatstaf voor de kwaliteit van het voorzieningenapparaat kunnen verkrijgen door objectieve gegevens over de beschikbaarheid van verschillende soorten voorzieningen te combineren met gewichten die bepaald worden door groepen burgers te vragen naar het relatief belang dat ze aan die voorzieningen hechten.

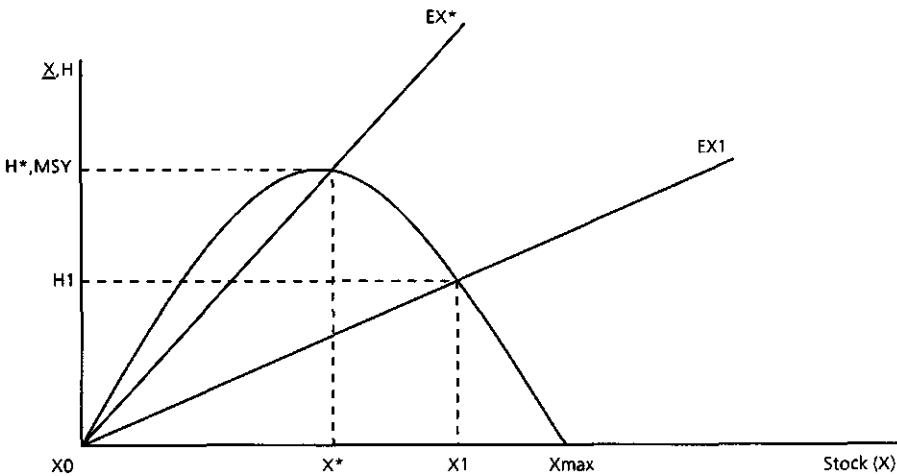


# 3. ECONOMISCHE ANALYSE BINNEN COASTAL ZONE MANAGEMENT

## 3.1 Exploitatie van hernieuwbare hulpbronnen

### 3.1.1 Hernieuwbare hulpbronnen

De theorie over de exploitatie van natuurlijke hulpbronnen, zoals beschreven in Pearce en Turner (1990), probeert uitspraken te doen over het optimaal gebruik van renewable resources en de omstandigheden waaronder dit zich zal voordoen. We gaan uit van een bepaalde vissoort, waarbij de groeivoet ( $X$ ) van de populatie afhankelijk is van de omvang van de populatie, zoals weergegeven in figuur 3.1. Duurzame visserij vereist dat de vangsten (Harvest) kleiner of gelijk zijn dan de groeivoet van het visbestand. De maximale duurzame vangst (Maximum Sustainable Yield, MSY) is dus gelijk aan de maximale groeivoet van het visbestand. Dit doet zich voor bij een omvang  $X^*$  van het visbestand.

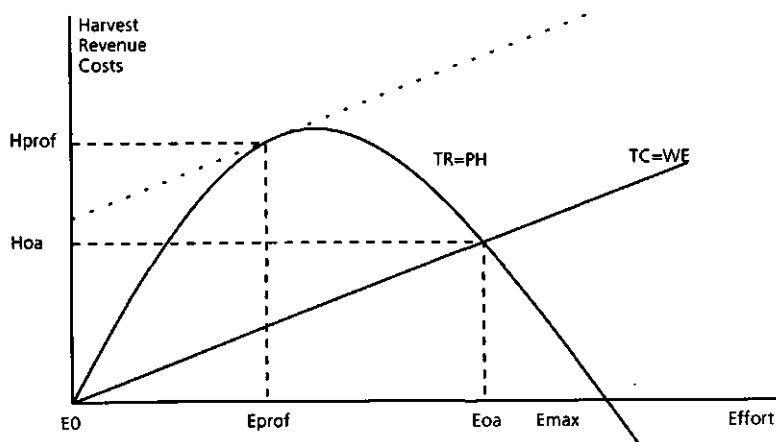


*Figuur 3.1 Het verband tussen omvang van de populatie en MSY*  
Bron: Pearce en Turner (1990).

We veronderstellen dat de visvangst een simpele functie is van de visstand ( $X$ ) en de inzet ( $E$ , effort):  $H = EX$ . Dus:  $E = H/X$ . De keuze van  $E$  zal zo de omvang van  $X$  en  $H$  bepalen. Een effort  $E_1$  leidt bijvoorbeeld tot een evenwicht waarbij  $X = X_1$  en  $H = H_1$ . Ieder vangstniveau boven  $H_1$  is groter dan de sustainable yield

en leidt tot daling van de visstand. Als de inzet daarbij constant blijft, wordt vanzelf het evenwicht ( $X_1, H_1$ ) bereikt. Om een Maximum Sustainable Yield te verkrijgen is een inzet  $E^*$  nodig (figuur 1). Het is echter de vraag of dit optimaal is uit oogpunt van winstmaximalisatie. Hiervoor moeten we opbrengsten en kosten introduceren.

Uit de growth-effort curve kan de effort-harvest-functie worden afgeleid (figuur 3.2), waarbij  $E_{max}$  overeenkomt met  $X_0$  en  $E_0$  met  $X_{max}$  (spiegelbeeld). Naarmate de effort toeneemt, nemen eerst de vangsten toe en daarna nemen ze af omdat de visstand afneemt. Stel nu dat de totale kosten (TC) evenredig zijn met de inzet, zodat  $TC=WE$ , waarbij de loonvoet  $W$  constant wordt verondersteld en wordt afgezien van kapitaalkosten. De totale opbrengsten (TR) zijn evenredig met de vangsten, zodat  $TR=PH$  waarbij de prijs van een eenheid vis constant wordt verondersteld. Als we verder voor de eenvoud veronderstellen dat  $P=1$ , valt de TR-curve samen met de effort-harvest curve. Winstmaximalisatie komt overeen met  $(TR-TC)_{max}$  ofwel  $TR'=TC'$ . De winstmaximaliserende inzet is dus  $E_{prof}$  en de harvest is dan  $H_{prof}$ . Winstmaximalisatie leidt dus in dit geval tot vangsten die kleiner zijn dan de Maximum Sustainable Yield. De visstand is groter dan optimaal, maar wel constant. Dit evenwicht zou zich voordoen als de visstand in handen van één eigenaar zou zijn of als visserijrechten optimaal benut zouden worden door samenwerking tussen vissers (mits het totaal van de rechten groter of gelijk is aan  $H_{prof}$ ).



Figuur 3.2 Inzet en vangsten bij winstmaximalisatie en open access in het effort-harvest diagram

Bron: Pearce en Turner (1990).

Bij een vrij toegankelijke visserij (open access) zou de winst nieuwe vissers aantrekken tot  $TR=TC$ . De inzet ( $E_{oa}$ ) is dan hoger, de visstand en de vangsten ( $H_{oa}$ ) zijn kleiner. Ook het open access evenwicht valt dus niet samen met MSY,

tenzij de TC-curve de TR-curve toevallig in z'n maximum zou snijden. Verder blijkt dat open access in dit model niet zal leiden tot uitsterven van de soort of uitputting van de natuurlijke hulpbron zoals vaak wordt beweerd. Dit zal in dit model alleen gebeuren als inzet kosteloos is of als de vangsten blijvend hoger zijn dan de sustainable yield. Dit is tegelijkertijd het zwakke punt van dit model: er wordt verondersteld dat vissers bij een teruglopende visvangst hun inzet constant houden, zodat het duurzame evenwicht vanzelf tot stand komt. In de praktijk zal de inzet veelal verhoogd worden bij teruglopende vangsten, omdat men zich niet bewust is van het verloop van de curven.

Pearce en Turner breiden het model nog uit met de introductie van de preferenties van conservationists, waarbij verondersteld wordt dat zij een voorkeur hebben voor een zo hoog mogelijke visstand. De visvangst veroorzaakt dus een negatief extern effect voor deze groep. Door deze externe effecten ook in de kostencurve te verwerken, is het mogelijk de maatschappelijke kosten van de visserij te bepalen. De maatschappelijke kostencurve zal dus steiler zijn dan de TC-curve en het maatschappelijke optimum zal dus bij een lagere visvangst en een hoger visbestand liggen.

Als ook tijd in het model wordt geïntroduceerd, gaat het niet meer om maximalisatie van de huidige winst maar om maximalisatie van de netto contante waarde van toekomstige winsten. Nu blijkt dat de visvangst duurzaam zal zijn zolang de gehanteerde disconteringsvoet lager is dan de growth-rate van de populatie. Bij een te hoge disconteringsvoet wordt te weinig rekening gehouden met de toekomst en zal de hulpbron uitgeput raken.

### 3.1.2 Niet hernieuwbare hulpbronnen

Bij niet-hernieuwbare hulpbronnen kunnen we niet spreken van een sustainable yield. Er kan slechts een voorwaarde afgeleid worden voor maximalisatie van de contante waarde van de toekomstige winst. Volgens dit criterium kan afgeleid worden dat de hulpbron verbruikt moet worden met een snelheid waarbij relatieve prijsstijging gelijk is aan de disconteringsvoet ( $s = 1/p \cdot dp/dt$ ). Als we rekening houden met de kosten die aan de exploitatie verbonden zijn, verandert deze voorwaarde in  $s = 1/(p-c) \cdot dp/dt$  (de Hotelling-rule) (Pearce en Turner (1990) hoofdstuk 18).

## 3.2 Waardering van milieu-effecten

Een CZM-plan zal naast economische effecten ook milieu-effecten, sociale effecten en andere moeilijk in financiële termen uit te drukken effecten hebben. Voor het afwegen van dit soort ongelijksoortige effecten bestaan verschillende methoden. Deze methoden kunnen zowel voor een ex ante evaluatie als voor een ex post evaluatie gebruikt worden (meer informatie over de hierna te bespreken methoden is te vinden in: Ministerie van Financiën (1986).

### 3.2.1 Kosten-batenanalyse

Kosten-batenanalyse (KBA) is een vorm van toegepaste welvaartstheorie. De methode berust in wezen op het criterium van Pareto. Dit houdt in dat een project de maatschappelijke welvaart verhoogt als minstens één individu erop vooruitgaat, terwijl niemand erop achteruitgaat. In de praktijk zal er natuurlijk altijd wel iemand zijn die nadeel ondervindt van een project. Daarom is het Pareto criterium aangepast door Kaldor en Hicks. Volgens het Kaldor-Hicks-criterium is een project sociaal voordelig als de winnaars in principe de verliezers volledig zouden kunnen compenseren, onafhankelijk van de vraag of dit ook daadwerkelijk gebeurt. Door toepassing van het Kaldor-Hicks-criterium blijft bij een KBA de verdeling van kosten en baten buiten beschouwing. Het kan dus voorkomen dat een project als maatschappelijk voordelig uit de bus komt, terwijl een kleine groep met zeer hoge kosten geconfronteerd wordt. Dit soort verdelingsaspecten zal een zelfstandige rol in de besluitvorming moeten spelen, los van de KBA.

Bij een kosten-batenanalyse wordt geprobeerd alle positieve en negatieve effecten van een project in geldeenheden uit te drukken. Omdat het in dit verband om een maatschappelijke KBA gaat, moeten ook de niet geïnternaliseerde externe effecten in de beschouwing betrokken worden. Het gaat hier immers om de invloed op de totale maatschappelijke welvaart.

Het uitvoeren van een KBA omvat de volgende stappen:

- het toekennen van een geldswaarde aan alle relevante effecten;
- het bepalen van de contante waarde van de kosten en baten;
- de selectie van het beste alternatief.

Hieronder zal alleen worden ingegaan op de eerste stap. Bij een KBA worden tot de kosten meestal alleen de financiële offers gerekend die moeten worden gebracht om een project te realiseren. Ongewenste neveneffecten worden meestal als negatieve baten beschouwd.

Het relevante kostenbegrip bij maatschappelijke KBA is "opportunity costs". Strikt genomen zouden we dus van alle op te offeren middelen moeten weten wat hun alternatieve aanwendingsmogelijkheden zijn en welke waarde ze daarbij zouden kunnen voortbrengen. In de praktijk is dit onuitvoerbaar. De kostenposten worden daarom doorgaans gewoon tegen geldende marktprijzen gewaardeerd, ook al is er geen sprake van een perfect werkende markt waarop marktprijzen een goede afspiegeling vormen van opportunity costs. Bij overheidsprojecten worden soms wel de verwachte besparingen op werkloosheidsuitkeringen in mindering gebracht op de loonkosten. Zo wordt een schaduwprijs voor arbeid berekend die vermoedelijk een betere benadering vormt voor de opportunity costs.

Veel van de baten (inclusief de negatieve baten) van CZM-projecten zullen bestaan uit zaken waarvoor geen marktprijs bestaat. Om ze toch onder één noemer te brengen, probeert men hiervoor schaduwprizen te bepalen. Uitgangspunt daarbij is dat die waarde bepaald wordt door de preferenties van individuen. Ook de belangen van toekomstige generaties en niet-menselijke

organismen worden geacht in deze preferenties tot uiting te komen. Er wordt daarbij onderscheid gemaakt tussen:

- use-value: de waarde die mensen toekennen aan een milieugoed op grond van het gebruik dat ze ervan maken. Het gaat hier bijvoorbeeld om de waarde die een jager toekent aan het wild waarop hij jaagt, maar ook om de waarde die mensen hechten aan het kijken naar een natuurfilm;
- option value: de waarde die mensen toekennen aan een goed omdat ze er misschien ooit gebruik van zouden willen maken;
- existence-value of intrinsic value: de waarde die mensen aan een milieugoed hechten, los van ieder werkelijk of potentieel gebruik ervan. Veel mensen ondersteunen acties voor het behoud van bepaalde diersoorten. Voor zover de waarde die ze toekennen aan zo'n diersoort niet voortkomt uit de wens om ze zelf te zien is hier sprake van existence value. Ook dit waardebegrip is dus gekoppeld aan menselijke preferenties. Er valt natuurlijk te argumenteren dat de natuur ook een intrinsieke waarde heeft die niet gerelateerd is aan de mens, maar deze zou principieel onmeetbaar zijn.

De som van deze waarden is de total economic value. In de verschillende benaderingen voor de waardering van ongeprijsde goederen en beleidseffecten wordt rechtstreeks de total economic value gemeten. Er worden in dit verband twee soorten benaderingen onderscheiden:

a. *Indirecte benaderingen*

In deze benaderingen worden preferenties afgeleid uit menselijk gedrag in keuzesituaties. Zo kunnen bijvoorbeeld de baten van geluidshinderbeleid worden geschat aan de hand van de verschillen in prijzen van huizen in rustige en lawaaiige gebieden (Hedonic price approach). De waarde van bespaarde reistijd kan worden afgeleid uit het prijsverschil tussen twee vervoerbewijzen die dezelfde afstand met verschillende snelheid overbruggen. Het probleem is natuurlijk dat bij dit soort prijsverschillen naast de te meten factor meestal ook andere factoren een rol spelen. Bovendien hebben mensen ten aanzien van veel zaken helemaal geen keuzemogelijkheden. Iemand's marktgedrag zal bijvoorbeeld geen informatie verschaffen omtrent het belang dat hij hecht aan het voortbestaan van een bepaalde diersoort.

b. *Directe benaderingen: Willingness To Pay; de Contingent Valuation Method*

In deze benaderingen vraagt men mensen rechtstreeks naar hun voorkeuren door middel van enquête-technieken. De respondent moet kiezen tussen het betalen van een geldbedrag en bijvoorbeeld het uitsterven van de korhoen in Nederland. De Contingent Valuation Method is ook wel gebruikt om use-values, option values en existence values afzonderlijk te bepalen (zie bijvoorbeeld Pearce en Turner, 1990, pp. 137-140). In het ontwikkelen van CV-technieken is veel energie gestoken. Toch leiden

ze vaak tot controversiële resultaten. Het verdient daarom aanbeveling om zaken die niet op bevredigende wijze in financiële termen zijn uit te drukken (*imponderabilia*) als "pro memorie"-post in de KBA op te nemen. Meer informatie over het in financiële termen uitdrukken van de waarde van milieugoederen en andere zaken waarvoor geen marktprijs bestaat is onder andere te vinden in Pearce en Turner (1990) en in Edwards (1987). De Contingent Valuation Method is een controversiële methode. De bezwaren die er tegen in worden gebracht zijn vooral van methodologische en ethische aard.

*Methodologische problemen bij toepassing van Contingent Valuation:*

- *hypothetical bias*: de *willingness to pay* van respondenten kan beïnvloed worden doordat geen werkelijke betaling van hen verlangd wordt;
- *information bias*: de WTP kan worden beïnvloed door informatie die tijdens het CV-onderzoek wordt gegeven door de onderzoekers of door andere respondenten;
- *starting point bias*: als een biedprocedure wordt gevolgd om antwoorden uit te lokken, kunnen de uitkomsten beïnvloed worden door het startbedrag;
- *strategic bias*: respondenten geven soms een fout antwoord om het resultaat van het onderzoek te beïnvloeden. Ze kunnen bijvoorbeeld een te hoge WTP opgeven in de hoop dat een project ter verbetering van de kwaliteit van het milieu zal worden uitgevoerd;
- *WTP/WTA disparity*: als aan respondenten wordt gevraagd wat ze bereid zijn te betalen voor een toename in de voorziening van bepaalde milieugoederen noemen ze veelal een veel lager bedrag dan wanneer ze gevraagd wordt welk bedrag ze als compensatie zouden willen ontvangen (WTA, *willingness to accept*) voor een even grote reductie in de voorziening van deze goederen. Op grond van de theorie van het afnemend marginaal nut zouden we slechts een zeer klein verschil verwachten. Een mogelijke oorzaak hiervoor is dat het inkomen wel een beperking vormt voor de WTP maar niet voor de WTA;
- *embedding*: als respondenten gevraagd wordt om waarden toe te kennen aan een reeks individuele goederen zal de som van deze waarden vaak hoger zijn dan de waarde die ze toekennen aan het goederenpakket als geheel. De waardering wordt blijkbaar gegeven in een budgetcontext: bij waardering van een goederenpakket moet hetzelfde budget over een groter aantal goederen gespreid worden;
- *lack of knowledge*: respondenten zullen in het algemeen niet alle consequenties van milieumaatregelen kunnen overzien. Het is dan ook de vraag of hun WTP een goede weergave vormt van de waarde die ze aan de betreffende milieugoederen toekennen.

*Ethische problemen bij toepassing van Contingent Valuation:*

- *intergenerational equity*: bij toepassing van CV en bij KBA in het algemeen wordt geprobeerd de contante waarde van milieugoederen te bepalen. Toekomstige generaties zijn echter uitgesloten van het beslissings-

proces, terwijl de milieu-effecten van een project in veel gevallen onomkeerbaar zullen zijn. Door het ontbreken van de stem van toekomstige generaties zal bij een KBA veelal een te hoge disconteringsvoet worden gehanteerd, waardoor toekomstige kosten en baten te laag worden gewaardeerd;

- interpersonal and interregional equity: de WTP wordt beperkt door het inkomen van een respondent. Het ligt voor de hand dat een rijk persoon een hoger bedrag over heeft voor een gegeven welvaartstoename dan een arm persoon. Besluiten op basis van een CV zullen dus in sterkere mate beïnvloed worden door rijke personen dan door armere personen. Op dezelfde wijze zullen rijke regio's meer invloed hebben dan arme regio's;
- the common inheritance of mankind: het milieu kan beschouwd worden als een gemeenschappelijk erfgoed van de mensheid. Sommigen stellen dat het onredelijk is om mensen te vragen hieraan een waarde toe te kennen, met name omdat WTP bepaald wordt door het inkomen. Meer algemeen kan gesteld worden dat het onredelijk is om de waarde van het gemeenschappelijk erfgoed van de mensheid te laten afhangen van de huidige omvang van de wereldeconomie;
- politiek misbruik: als een KBA een positief saldo van kosten en baten oplevert, kan dit door politici gebruikt worden om een project door te zetten. Een positief saldo van kosten en baten vormt echter geen garantie dat het project tot een toename van de maatschappelijke welvaart leidt, omdat bij een KBA het verdelingsprobleem buiten beschouwing blijft. Dit kan vooral problematisch zijn als de baten over een grote groep zijn uitgesmeerd terwijl een kleine groep met zeer hoge kosten wordt opgezaald. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan de aanleg van infrastructuurle voorzieningen, die de economische ontwikkeling stimuleren, maar voor omwonenden een ernstige aantasting van hun woonomgeving betekenen. Zoals eerder gemeld, dient de verdeling van kosten en baten een zelfstandige rol in het besluitvormingsproces te spelen.

Voor een meer uitgebreide bespreking van methodologische en ethische problemen met betrekking tot dit soort benaderingen, zie: Jones en Kerr (1994) en Pearce en Turner (1990).

### 3.2.2 Kosten-effectiviteitsanalyse

Hierbij hoeven baten van het beleid niet in geld te worden uitgedrukt. In deze methode worden de kosten van het beleid geconfronteerd met de effecten, uitgedrukt in een doelstellingsvariabele. Neveneffecten blijven hier dus buiten beschouwing.

Voor ieder alternatief moeten de kosten en de effectscore op de doelstellingsvariabele bepaald worden. De kosteneffectiviteit is dan gelijk aan de ratio van de effectscore en de kosten. Het alternatief met de hoogste kosteneffectiviteit dient te worden geselecteerd.

Deze methode is alleen toepasbaar in specifieke situaties waarin de belangrijkste effecten in één doelstellingsvariabele zijn te vatten.

### 3.2.3 Multicriteria-analyse (MCA)

Dit is een verzamelnaam voor een categorie niet-monetaire evaluatiemethoden die een selectie of rangschikking van alternatieven mogelijk maken, waarbij alle criteria of doelstellingsvariabelen een rol spelen zonder dat deze in geld uitgedrukt hoeven worden.

Een zeer eenvoudige vorm van MCA is gewogen somming. Daarbij worden voor elk alternatief de gestandaardiseerde effectscores vermenigvuldigd met de bijbehorende criteriumgewichten en vervolgens opgeteld.

Een andere categorie MCA-methoden maakt gebruik van concordantie-analyse. Kenmerkend voor deze methoden is dat alle alternatieven paarsgewijs worden vergeleken voor ieder van de criteria. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen methoden, waarbij concordantie-analyse wordt toegepast op criteriagewichten of op verschillen tussen effectscores. In de appendix wordt een voorbeeld van een concordantie analyse gepresenteerd.

Bij permutatiemethoden wordt iedere mogelijke voorkeursvolgorde van alternatieven getoetst aan de rangorde van alternatieven volgens elk der criteria. Een voorbeeld hiervan is de Qualiflex-methode, die is toegepast door de Raad voor Advies voor de Ruimtelijke Ordening (Vestigingsplaatsen voor kerncentrales, Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 18830, nrs. 43-44).

## 3.3 Regionale input-outputanalyse

De betekenis van de sector die een natuurlijke hulpbron exploiteert, de primaire sector, kan bepaald worden door middel van een input-outputanalyse. Een input-outputtabel (IO-tabel) geeft voor iedere bedrijfsklasse de kostenstructuur (inputs) en de afzetstructuur (outputs) weer.

Regionale IO-tabellen kunnen volgens verschillende methoden worden samengesteld. De belangrijkste methoden zijn de "Amsterdamse methode" en de "Groningse methode".

De regionale IO-tabel volgens de Amsterdamse methode beschrijft per bedrijfsklasse de leveringsstructuur van een land aan een in dit land gelegen regio. Daarnaast wordt de afzetstructuur van de regio aan de rest van het land weergegeven. Met behulp van deze methode is het mogelijk om het effect van een eenheid extra productie van een bepaalde regionale bedrijfsklasse op de landelijke economie te bepalen. Ook kan het effect van landelijke economische ontwikkelingen op de regionale economie bepaald worden.

De regionale IO-tabel volgens de Groningse methode beschrijft de leveringsstructuur van de regionale bedrijfsklassen onderling en hun finale afzet binnen de regio. De export naar de rest van het land wordt als een extra kolom opgenomen. Bij de kostenstructuur van de regionale bedrijfsklassen wordt de import uit de rest van het land als een extra rij opgenomen. Met behulp van de Groningse methode kunnen de effecten van een eenheid extra productie



van een bepaalde regionale bedrijfsklasse op de regionale economie berekend worden. Deze methode is dus het meest geschikt om de economische betekenis van de primaire sector voor een regio te bepalen. Hieronder zal dan ook wat verder worden ingegaan op de Groningse methode.

Uit de rijen van een regionale IO-tabel is af te lezen hoe de afzet van een bepaalde bedrijfsklasse verdeeld is over leveringen aan andere bedrijfsklassen binnen de regio, consumptie binnen de regio en afzet buiten de regio. De kolommen geven weer welk deel van de kosten is toe te rekenen aan leveringen van andere bedrijfsklassen binnen de regio, aan invoer van buiten de regio en aan lonen, salarissen, sociale lasten en winsten. Ook is een post opgenomen voor het saldo van indirecte belastingen en subsidies, zodat de kolomtotalen, net als de rijtotalen, gelijk zijn aan de totale productie gewaardeerd tegen marktprijzen. In tabel 3.1 is de structuur van een input-outputtabel weergegeven.

Op basis van een IO-tabel, waaruit de directe effecten van iedere bedrijfsklasse op de regionale economie zijn af te lezen, kan een IO-model worden ontwikkeld, waarmee de indirecte effecten of uitstralingseffecten van de verschillende bedrijfsklassen op de regionale economie kunnen worden bepaald. De effecten van een bedrijfsklasse op de regionale economie zijn als volgt onder te verdelen.

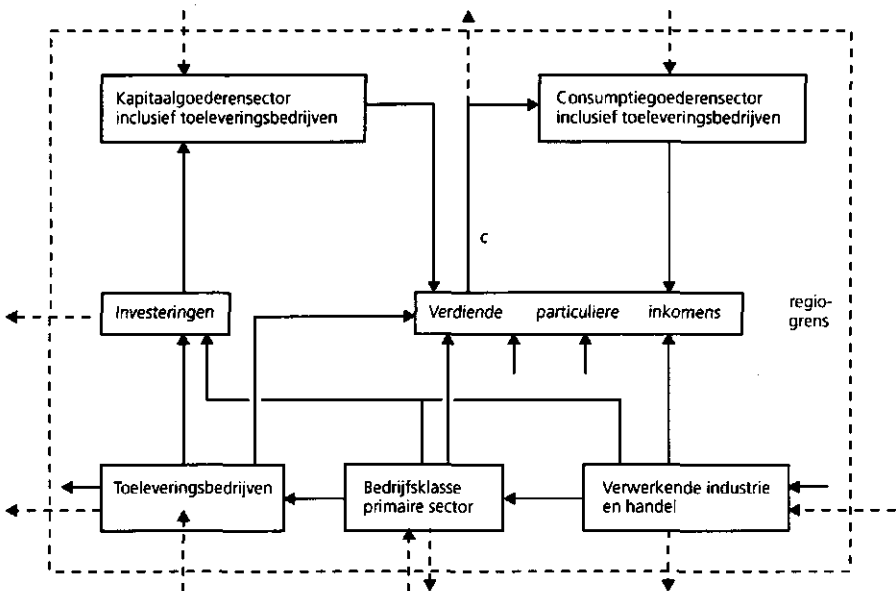
1. Het directe effect bestaat uit de productie-omvang, de inkomensvorming en de werkgelegenheid in de bedrijfsklasse zelf. Het directe effect op de productie en de inkomensvorming is rechtstreeks uit de IO-tabel af te lezen. Voor het directe werkgelegenheidseffect zal, indien beschikbaar, een regionale werkgelegenheidsstatistiek geraadpleegd moeten worden.
2. Het toeleveringseffect (achterwaarts effect) is het effect op de productie-omvang, de inkomensvorming en de werkgelegenheid in de toeleveringsbedrijven, evenals het toeleveringseffect van deze toeleveringsbedrijven op de regionale economie. De toeleveringseffecten zijn uit de IO-tabel af te lezen.
3. Het voorwaartse effect is het effect op de productie, de inkomensvorming en de werkgelegenheid in de regionale bedrijven die producten van de betreffende bedrijfsklasse verwerken of verhandelen. Daarbij worden ook de toeleveringseffecten van de verwerkende en verhandelende bedrijfsklassen gerekend. Om de voorwaartse effecten van de primaire sector te bepalen, moet uit de IO-tabel worden afgelezen welke regionale bedrijfsklassen de producten uit de primaire sector verwerken en verhandelen. Vervolgens moet vastgesteld worden welk deel van de productie van deze bedrijfsklassen betrekking heeft op de producten die door de primaire sector uit de regio zelf worden aangeleverd.

**Tabel 3.1 Structuur van de input-outputtabel**

	Intermediaire leveringen				Finale afzet			Productie
	1	2	3	Totaal	Consumptie gezinnen	Overige finale afzet	Totaal	
Sector 1								
Sector 2								
Sector 3								
Totaal								
Invoer								
Ind. bel - subs.								
Sociale lasten								
Overige inkomens								
Rentemarge								
Totaal								
Productie								

4. Het consumptie-effect is het effect van de inkomens die verdiend worden in de primaire sector, inclusief toeleveringsbedrijven en verwerkende en verhandelende bedrijven, op de productie-omvang, de inkomensvorming en de werkgelegenheid in de regionale bedrijfsklassen die consumptiegoederen produceren. Daarbij worden ook de toeleveringseffecten en consumptie-effecten van deze bedrijfsklassen meegeteld. Om het consumptie-effect te bepalen, moeten de gegevens over salarissen en inkomens van zelfstandigen in de primaire sector vertaald worden naar de bestedingen bij regionale bedrijven die consumptiegoederen leveren.
5. Het investeringseffect is het effect op de productie, de inkomensvorming en de werkgelegenheid in de regionale bedrijfsklassen die kapitaalgoederen produceren. Ook hier worden weer de toeleveringseffecten van deze bedrijfsklassen meegerekend. Om het investeringseffect te bepalen, moet eerst vastgesteld worden welke regionale bedrijfsklassen kapitaalgoederen leveren aan de primaire sector. Vervolgens moet bepaald worden welk deel van de productie van deze bedrijfsklassen geleverd wordt aan de regionale primaire sector.

In figuur 3.3 zijn de geldstromen in de regionale economie weergegeven. De gesloten pijlen geven geldstromen binnen het gebied weer. De gestippelde pijlen geven de import en export van en naar buiten de regio weer.



Figuur 3.3 De regionale economie

**Kanttekeningen bij input-outputanalyse:**

- in een IO-model worden alleen commerciële transacties geanalyseerd. Om de economische betekenis van de primaire sector voor de regio te bepalen, is het echter ook van belang om de effecten van niet-commerciële relaties met andere sectoren in de regionale economie in de beschouwing te betrekken. Het gaat hier bijvoorbeeld om de werkgelegenheid in overheidsdiensten die diensten om niet leveren aan de primaire sector of aan gezinnen die hun inkomen in deze sector verdienen. Hierbij kan onder andere gedacht worden aan diensten op het gebied van onderwijs en gezondheidszorg en dergelijke;
- bij een IO-analyse volgens de hierboven beschreven methode wordt geen rekening gehouden met interregionale effecten. Wanneer de regionale primaire productie toeneemt, zal dit ook een toeleveringseffect buiten de beschouwde regio veroorzaken. Het is mogelijk dat deze toeleveringsbedrijven extra goederen en diensten uit de regio zullen importeren om hun toegenomen productie mogelijk te maken;
- als het IO-model gebruikt wordt om voorspellingen te doen over de effecten van een toe- of afname van de productie in een bepaalde bedrijfsklasse, wordt verondersteld dat de technische coëfficiënten constant zijn.

Eventuele substitutie-effecten blijven dus buiten beschouwing, omdat de structuur van de economie constant wordt verondersteld;

- het effect van investeringen wordt waarschijnlijk onderschat, omdat geen rekening gehouden wordt met het effect van een toename van de kapitaalgoederenvoorraad op het productievermogen in de investerende sector. Er wordt alleen rekening gehouden met de directe en indirecte effecten op de productie en werkgelegenheid, veroorzaakt door de productie van investeringsgoederen.

## 4. MULTIDISCIPLINAIRE ONDERZOEKSMETHODEN

### 4.1 Een economisch-ecologisch model

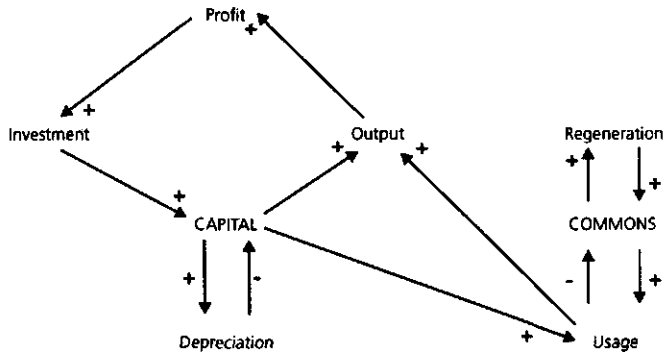
In het klassieke artikel "The tragedy of the Commons" (Garrett Harding, 1974) betoogt Harding dat overexploitatie een probleem is dat inherent is aan *common property resources* (cpr's). De situatie waarin cpr-gebruikers zich bevinden, zoals Harding deze schetst, is equivalent aan de situatie van de gevangenen in het prisoners dilemma. In deze situatie domineert de strategie van non-coöperatie of free-ridergedrag, waardoor een suboptimal resultaat ontstaat. Volgens Harding is het probleem van overexploitatie van "the Commons" alleen op te lossen door privatisering van eigendom of van gebruiksrechten, opgelegd door een macht vanbuiten af. Het artikel van Harding heeft de toon gezet voor een grote hoeveelheid literatuur over cpr's, maar heeft ook veel kritiek losgemaakt. C. Ford Runge (1992) laat bijvoorbeeld in een speltheoretische analyse zien dat de conclusie van Harding steunt op twee veronderstellingen die niet noodzakelijk met de werkelijkheid overeenkomen:

- de strikte dominantie van de free-riderstrategie;
- individuele beslissingen worden niet beïnvloed door verwachtingen en onzekerheid omtrent het gedrag van anderen.

Ford Runge laat zien dat andere incentive structures mogelijk zijn en dat verwachtingen omtrent het gedrag van anderen kunnen leiden tot coöperatie. Hij stelt dat de kans hierop het grootst is in kleine gemeenschappen die sterk afhankelijk zijn van natuurlijke hulpbronnen. Een common property-structuur kan in die gevallen voordelen hebben voor de inkomensverdeling, de sociale stabiliteit en voor de aanpassing aan verandering in de beschikbaarheid van natuurlijke hulpbronnen.

Het model van Jay M. Anderson (Anderson, 1974) is bedoeld als formalisering van de "tragedy of the Commons", maar het is zo algemeen dat het ook geschikt is om te laten zien wat de voorwaarden zijn voor een duurzaam beheer van cpr's als we veronderstellen dat free-ridergedrag niet in alle gevallen de dominante strategie is.

Het "economisch-ecologisch"-model bestaat uit twee samenhangende delen: het kapitaalgedeelte en het common property-gedeelte. De kapitaalvoorraad wordt beïnvloed door investeringen en afschrijvingen; het common property door gebruik en regeneratie. Deze relaties bepalen de stabiliteit van het economisch-ecologisch systeem. De oorzaak-gevolgrelaties zijn weergegeven in figuur 4.1.



**Figuur 4.1** De structuur van het economisch-ecologisch model  
Bron: Anderson (1974).

Door het model weer te geven als een systeem van differentiaalvergelijkingen kan een voorwaarde voor verantwoord beheer van common property resources worden afgeleid. De verandering van de hoeveelheid common property is bijvoorbeeld te schrijven als:

$$dC/dt = C/\tau_r - \min(\alpha K, C)$$

$C$  = hoeveelheid common property  
 $K$  = kapitaalvoorraad  
 $\tau_r$  = regeneratietijdconstante

Een gebruikelijke veronderstelling is dat de regeneratiesnelheid naar 0 nadert als een soort de carrying capacity van de omgeving nadert. De regeneratietijdconstante nadert dan dus tot oneindig. We schrijven daarom de regeneratietijdconstante als een monotoon stijgende functie van  $C$ :

$$\tau_r = \tau_0 C_0 / (C_0 - C)$$

$C_0$  = carrying capacity  
 $\tau_0$  = regeneratietijdconstante als  $C$  nadert tot 0

Als we bijvoorbeeld uitgaan van  $\tau_0 = 2,5$  geldt dus:

$$dC/dt = 0,4C (C_0 - C) / C_0 - \min(\alpha K, C)$$

De verandering van de kapitaalvoorraad kan worden geschreven als:

$$dK/dt = (a-b)K$$

$a$  = investeringen als fractie van  $K$   
 $b$  = afschrijvingen als fractie van  $K$

Als  $a > b$ , groeit  $K$  en als dit voortduurt zal uiteindelijk gelden  $\min(\alpha K, C) = C$  en dit zal leiden tot uitputting van de cpr.

Als echter door regulering vanbuiten af of door een verantwoord beheer door de gebruikers zelf het gebruik van de cpr's beperkt kan worden tot  $\beta C_0$  kan met dit model een evenwichtsvoorwaarde afgeleid worden:

$$dC/dt = 0 \rightarrow C_0(-0,4 (C/C_0)^2 + 0,4C/C_0 - \beta) = 0 \rightarrow C/C_0 = (-0,4 \pm \sqrt{(0,16 - 1,6\beta)}) / -0,8$$

De voorwaarde voor een verantwoord beheer van de cpr's is dus:  $\beta \leq 0,1$ . Als  $\beta = 0,1$  geldt  $C/C_0 = 0,5$ . De minimale duurzame omvang van de cpr is dus de helft van de carrying capacity. Dit resultaat is onafhankelijk van de waarde van  $t_0$ . Deze beïnvloedt alleen de snelheid waarmee het evenwicht tot stand komt.

## 4.2 Het analysekader van Oakerson

Ronald J. Oakerson heeft een analysekader ontwikkeld voor analyse van de exploitatie van common property resources (zie Bromley, 1992). Oakerson definieert een common property resource als "a natural resource (or a durable facility of human design and construction) that is shared by a community of producers and consumers". Common property resources (the Commons) hebben zowel eigenschappen van public goods als van private goods. Verschillende common property resources verschillen in de mate van subtractability, excludability en divisibility. The Commons worden gekenmerkt door gemeenschappelijk eigendom en individuele consumptie. In feite onttrekt iedere gebruiker private goods aan de common resource. Bij een te groot totaalgebruik zal de totale opbrengst verminderen. Er is dus sprake van subtractability, maar verschillende cpr's verschillen in de mate waarin dat het geval is. Ook verschillen ze in de mate van excludability en divisibility.

Oakerson onderscheidt vier soorten attributen of variabelen die het gebruik van een cpr karakteriseren:

- a. physical attributes and technology;
- b. decision-making arrangements;
- c. patterns of interaction;
- d. outcomes.

Bij physical attributes and technology gaat het vooral om:

- jointness of de mate van subtractability: hierdoor wordt bepaald of de resource base veel gebruikers tegelijk kan onderhouden zonder dat ze elkaars consumptiemogelijkheden beperken en of het gebruik de totale opbrengsten vermindert;
- excludability: in hoeverre is het mogelijk om derden van het gebruik van een cpr uit te sluiten? Dit is afhankelijk van de aard van de cpr en van de beschikbare techniek;
- indivisibility: de relatieve indivisibility van een cpr is vooral een kwestie van schaal: hoever kan een cpr worden opgedeeld zonder de productiviteit of de beheersmogelijkheden aan te tasten?

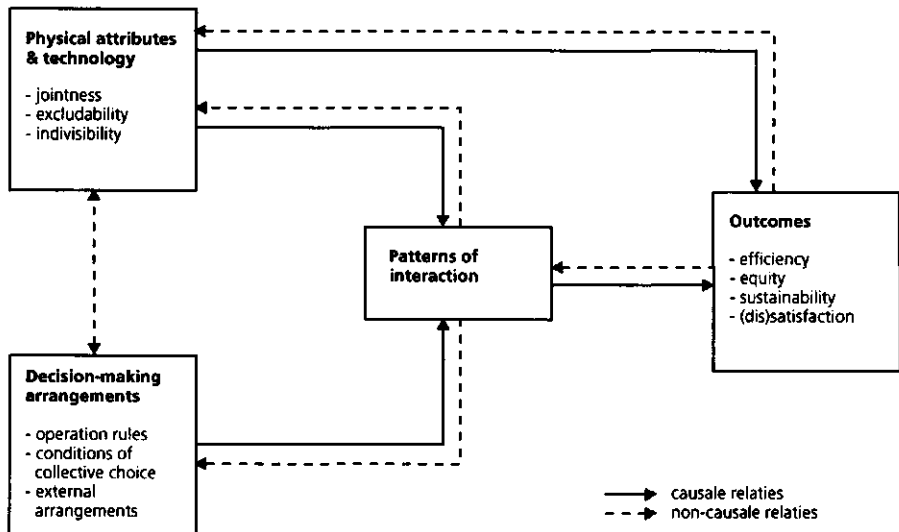
- Bij decision-making arrangements wordt onderscheid gemaakt tussen:
  - operational rules met betrekking tot het gebruik van een cpr.;
  - conditions of collective choice: zijn besluiten afdwingbaar of is men afhankelijk van vrijwillige coöperatie? enzovoort;
  - external arrangements: bijvoorbeeld regels opgelegd door een centrale overheid of internationale verdragen.

Bij patterns of interaction gaat het om de strategie die individuen kiezen met betrekking tot het gebruik van een cpr. Kiest men bijvoorbeeld voor coöperatie zolang anderen dit ook doen (reciprocity) of voor free-rider gedrag? Het gedrag van individuen wordt beïnvloed maar niet gedetermineerd door a en b.

Bij outcomes gaat het om beoordeling van de outcomes op basis van geschikte criteria, bijvoorbeeld:

- efficiency (economisch): inkomens en opbrengsten (harvest);
- equity (economisch): inkomensverdeling en sociale zekerheid;
- sustainability (ecologisch): een belangrijke indicator hiervoor is toe- of afname van de harvest per unit of effort;
- (dis)satisfaction of the resource users (sociaal).

In figuur 4.2 zijn de relaties tussen de variabelen weergegeven. De gesloten lijnen geven causale relaties weer. Patterns of interaction worden beïnvloed



*Figuur 4.2 Het analysekader van Oakerson voor de exploitatie van common property resources*

Bron: Oakerson (1992).



vloed maar niet gedetermineerd door physical attributes en decision-making arrangements. Hier is dus sprake van zwakke causale relaties. Daarnaast hebben physical attributes ook rechtstreekse invloed op de outcomes. Uiteraard is er een sterk causaal verband tussen patterns of interaction en outcomes. De stippellijn tussen physical attributes en decision-making arrangements geeft een non-causale relatie weer. De mate van (in)congruentie tussen deze twee soorten attributen bepaalt of er een geschikte incentive-structuur ontstaat die leidt tot gewenste patterns of interaction. Het analysekader is voor de korte termijn te gebruiken als diagnostisch instrument, om bijvoorbeeld vast te stellen wat er mis is met het beheer van de cpr's en wat de oorzaken daarvan zijn. Daarnaast is het analysekader voor de langere termijn te gebruiken als instrument voor het bestuderen van institutionele verandering. De stippellijnen in tegengestelde richting van de causale relaties geven lange-termijneffecten weer. Zo zullen de outcomes invloed hebben op de patterns of interaction (leereffecten). Individuen kunnen bijvoorbeeld proberen decision-making arrangements te veranderen of besluiten om extra te investeren in technologie. Daarnaast zullen de outcomes rechtstreeks invloed hebben op de physical attributes.

In het boek van Bromley worden verscheidene casestudies van common property management beschreven, waarbij het analysekader van Oakerson als uitgangspunt heeft gediend.

### **4.3 Institutionele Analyse van Common Pool Problems**

De theorie van Vincent en Elinor Ostrom (Ostrom, 1977) probeert een antwoord te geven op de vraag hoe institutionele oplossingen voor common-poolproblemen gekozen en beoordeeld kunnen worden.

Bij de exploitatie van natuurlijke hulpbronnen zullen zich problemen voordoen als aan de volgende voorwaarden voldaan is:

- de natuurlijke hulpbron is gemeenschappelijk eigendom;
- een groot aantal gebruikers heeft onbeperkt toegang tot de hulpbron;
- geen enkele gebruiker heeft controle over de activiteiten van andere gebruikers; gezamenlijke actie kan alleen worden ondernomen op basis van vrijwilligheid;
- de totale vraag overtreft het totale aanbod van de hulpbron.

Onder deze omstandigheden zal iedere gebruiker de exploitatie van de hulpbron uitbreiden tot z'n marginale baten gelijk zijn aan z'n marginale kosten, zonder rekening te houden met de spillover-kosten die hij creëert voor andere gebruikers. In zo'n "competitive common pool"-situatie zullen individuele gebruikers één of meer van de volgende strategieën hanteren:

- men zal informatie over de eigen exploitatie van de hulpbron achterhouden voor andere gebruikers om te voorkomen dat anderen zullen proberen z'n activiteiten te beperken;
- gebruikers zullen geneigd zijn om negatieve effecten van het eigen gebruik op de natuurlijke hulpbron te negeren;

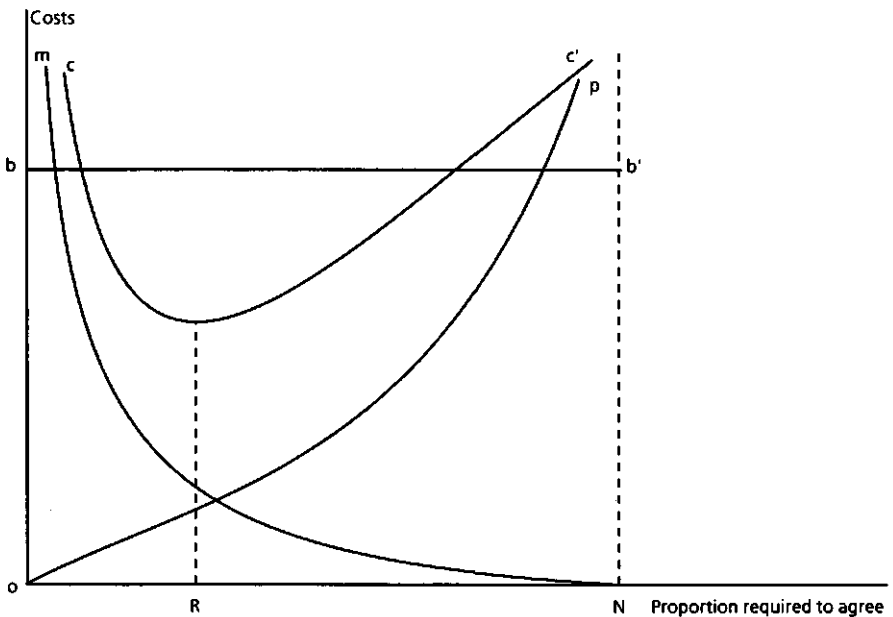
- een gebruiker kan een "holdout-strategie" volgen in relatie tot andere gebruikers, om uiteindelijk de exploitatie van de hulpbron geheel in eigen hand te kunnen nemen.

Om zulke common-poolproblemen op te lossen zal dus de één of andere vorm van collectieve organisatie nodig zijn. Hiertoe zou een beroep gedaan kunnen worden op bestaande overheidsinstanties, maar in veel gevallen zal de jurisdictie van bestaande organisaties ofwel te krap ofwel te ruim zijn om voor een efficiënte oplossing te kunnen zorgen. Bij een te krappe jurisdictie kan slechts een klein deel van de gebruikers gedwongen worden om externe effecten te reduceren, terwijl ze wel geconfronteerd worden met de door andere gebruikers gecreëerde negatieve externe effecten. Bij een te ruime jurisdictie bestaan er prikkels voor side-payments in de vorm van vote trading om bepaalde coalities tot stand te brengen. Ook dit kan leiden tot maatschappelijk inefficiënte oplossingen.

In deze gevallen kan het nodig zijn om nieuwe institutionele regelingen te ontwerpen om common-poolproblemen op te lossen. Zulke nieuwe institutionele regelingen brengen twee soorten kosten met zich mee:

a. *Potential deprivation costs*

Als voor collectieve besluitvorming geen unanimiteit vereist is, kunnen mensen gedwongen worden om tegen hun wil mee te werken aan een



Figuur 4.3 Minimalisatie van besluitvormingskosten  
Bron: V. en E. Ostrom (1977).

bepaald besluit. De *potential deprivation costs* zijn hoger naarmate een kleinere proportie van de stemmen nodig is om tot een besluit te komen. In figuur 4.3 zijn deze kosten weergegeven door de curve MN.

**b. *Potential decision-making costs***

Naarmate een grotere proportie van de stemmen nodig is voor een besluit, zullen de *potential decision-making costs* toenemen. Dit wordt weergegeven door de curve OP.

De totale besluitvormingskosten (total costs of collective choice, CC') bestaan uit de som van de *deprivation costs* en de *decision-making costs*. De kosten zullen minimaal zijn ergens tussen de extremen van unanimiteit en dictatuur, afhankelijk van het verloop van de curven.

De lijn BB' geeft de maatschappelijke baten weer die bereikt kunnen worden door de reductie van negatieve externe effecten. Hoeveel van deze baten gerealiseerd zal worden, is afhankelijk van welke besluitvormingsregel zal worden gekozen. In dit geval is de optimale besluitvormingsregel R.

De auteurs benadrukken dat er voor *common-poolproblemen* in het algemeen geen permanente lange-termijnoplossing bestaat. Ze geven hiervoor drie redenen:

**a. *The boundary problem***

De grenzen waarbinnen zich externe effecten voordoen, kunnen veranderen. Als de jurisdictie van een overheidsinstantie oorspronkelijk samenvalt met de grenzen waarbinnen de externe effecten voelbaar zijn, hoeft dit niet zo te blijven. Eén van de manieren om externe effecten binnen een gebied te verminderen, is namelijk om ze te exporteren naar gebieden die buiten de jurisdictie vallen (een voorbeeld hiervan is de export van chemisch afval van westerse landen naar ontwikkelingslanden). Voor adequate oplossing van de problemen zijn dan nieuwe instituties nodig met een ruimere jurisdictie.

**b. *Technologische ontwikkeling***

Ontwikkeling van nieuwe technologie kan nieuwe mogelijkheden en beperkingen opleveren die aanpassing van institutionele regelingen vereisen.

**c. *The uncertainty problem***

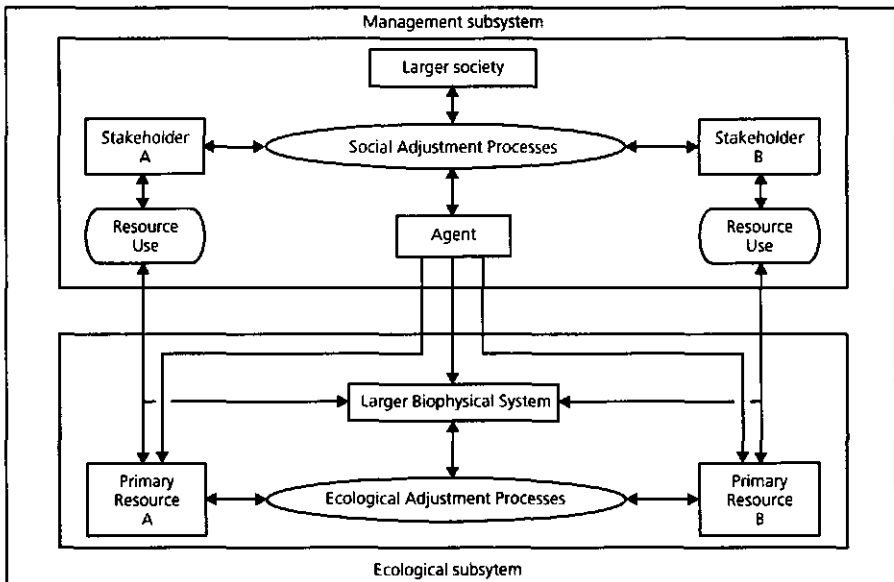
De kosten en baten van institutionele regelingen zijn onzeker. Dat wordt nog versterkt doordat partijen in een *common-poolprobleem* prikkels hebben om informatie achter te houden voor andere gebruikers uit angst dat deze tegen hen gebruikt zal worden. De keuze voor een institutionele regeling is dus in het algemeen gebaseerd op onvolledige informatie en het kan dus zijn dat achteraf blijkt dat aanpassing nodig is omdat de gewenste resultaten niet bereikt worden. De onvolledigheid van informatie kan er ook toe leiden dat de verschillende partijen elkaar proberen te overtuigen van hun eigen perceptie van de kosten en baten van het

besluitvormingsproces. De auteurs stellen dat de "public entrepreneurs" die het initiatief nemen voor een institutionele verandering in het algemeen de decision-making costs hoger zullen schatten dan de andere betrokkenen, terwijl ze de deprivation costs juist lager zullen schatten omdat ze voorzien dat ze zelf een meer dan gemiddelde invloed zullen hebben op de uitkomsten van het besluitvormingsproces. De expected total costs curve van de public entrepreneurs zal dus meer naar links liggen dan die van de andere betrokkenen. Als zij de anderen ervan weten te overtuigen dat de kosten van meer democratische oplossingen te hoog zijn, kan dit leiden tot besluitvormingsregels, waarbij beslissingen door een relatief klein gedeelte van de betrokkenen worden genomen.

#### 4.4 Een biosociaal model

Het biosociaal model van Bonnicksen (Bonnicksen, 1991) is een analysekader voor het bestuderen van de relaties tussen sociale systemen en ecosystemen.

Het model is een vereenvoudigde weergave van de wederzijdse aanpassingsprocessen die plaatsvinden tussen een maatschappij en z'n fysieke omgeving. Het is samengesteld uit het management subsysteem (de maatschappij), het ecologisch subsysteem en de inputs en outputs waardoor ze met elkaar verbonden zijn.



*Figuur 4.4 de structuur van het biosociaal model*  
Bron: Bonnicksen (1991).

Het management subsysteem bestaat uit stakeholders, agents (resource managers) en de rest van de maatschappij. Stakeholders zijn de organisaties die direct toegang hebben tot de natuurlijke hulpbronnen. De rest van de maatschappij bestaat uit groepen die indirect toegang hebben tot natuurlijke hulpbronnen zoals bijvoorbeeld consumenten. De resource managers nemen een centrale positie in omdat ze bemiddelen tussen stakeholders, andere groepen en hun fysieke omgeving.

Het ecologisch subsysteem bestaat uit primary resources en uit de rest van het ecologisch systeem. Primaire hulpbronnen zijn fysieke objecten die door stakeholders gewaardeerd worden omdat ze direct bijdragen aan het bereiken van een bepaald doel. Secundaire hulpbronnen zijn essentieel voor het produceren van primaire hulpbronnen en worden gerekend tot de rest van het ecologisch systeem.

Voor toepassing van het model is het noodzakelijk om de betrokken stakeholders en de primaire hulpbronnen die ze claimen te identificeren. Het biosociaal model kan dan worden gebruikt om door middel van simulatietechnieken voorspellingen te doen over het gedrag van het biosociaal systeem. Hier toe kunnen de volgende simulatietechnieken toegepast worden:

- verbal simulation. Hierbij wordt een gestructureerde historische beschrijving van een bepaalde resource-managementsituatie gegeven. Het model dient daarbij om de beschrijving te structureren;
- scenario simulation. Bij deze methode wordt aan participanten gevraagd om te anticiperen op bepaalde interacties binnen de structuur van het model. Hierbij kunnen "What-if"-vragen worden gesteld waarmee dezelfde soort informatie kan worden verkregen als met het experimenteren met verschillende parameterwaarden in computersimulatiemodellen;
- scenario-computer simulation. Als er voldoende informatie beschikbaar is kan het ecologisch subsysteem worden gesimuleerd met behulp van een computermodel. Dit kan worden gebruikt in combinatie met een scenariosimulatie van het management subsysteem. Dit laatste is in het algemeen moeilijk met een computermodel te beschrijven, vanwege de instabiliteit van de relaties binnen dit subsysteem;
- computer simulation. Men kan proberen zowel het ecologisch subsysteem als het management subsysteem te simuleren met een computermodel. De uitkomsten van zo'n simulatie zullen natuurlijk zeer onzeker zijn en moeten eerder beschouwd worden als uitgangspunt voor verdere analyse en interpretatie dan als eindresultaat.

Het biosociaal model kan bij onderzoek naar resource management dienen als checklist voor relaties en actoren. Overigens kunnen actoren en relaties worden toegevoegd of weggelaten, afhankelijk van het te bestuderen probleem.

## 5. RESOURCE-DEPENDENT COMMUNITIES

### 5.1 Afname van productie, werkgelegenheid en leefbaarheid: een neerwaartse spiraal

Een afname van de resource production in regio's die hiervan sterk afhankelijk zijn, levert niet alleen economische maar ook sociale problemen op. Afname van de werkgelegenheid in de primaire sector en in de toeleveringsbedrijven kan ertoe leiden dat jongeren en gezinnen met kinderen naar de stad vertrekken. De dorpen vergrijzen en het aantal inwoners neemt af. Hierdoor zullen allerlei voorzieningen zoals scholen en winkels verdwijnen en zal de leefbaarheid verder afnemen. Door het verdwijnen van voorzieningen zal de werkgelegenheid nog verder afnemen. Het gebied wordt daardoor onaantrekkelijk voor mensen om zich te vestigen. Als deze neerwaartse spiraal niet doorbroken wordt, ontstaan er "spookdorpen" met een sterk vergrijsde bevolking, een laag voorzieningenniveau en leegstaande huizen (zie bijvoorbeeld: Boerengroep, 1992, *Leven op het land*).

De afbrokkeling van de sociale structuur en de leefbaarheid van dorpen en gemeenschappen kent verschillende dimensies:

- demografische ontwikkelingen: negatief migratiesaldo, vergrijzing;
- afname van het voorzieningenniveau: scholen, winkels, postkantoren, bibliotheken, kinderopvang, huisartsen enzovoort;
- afkalving van het verenigingsleven;
- verminderde bereikbaarheid met het openbaar vervoer.

Om te kunnen vaststellen welke invloed het voorzieningenniveau heeft op de leefbaarheid is het nodig om te onderzoeken welke prioriteiten de bevolking toekent aan de bereikbaarheid van de verschillende soorten voorzieningen. Hiervoor is een methode ontwikkeld door Van Bommel (Bommel, 1984, *Voorzieningen op het platteland: een sociaal-geografisch onderzoek in Zuidwest-Friesland*, proefschrift, Universiteit van Utrecht).

### 5.2 Enkele casestudies

Hieronder volgt een selectie van enkele casestudies naar de relatie tussen resource production en social structure in kleine gemeenschappen die sterk afhankelijk zijn van natuurlijke hulpbronnen.

*The impact of oil: The case of Peterhead (Moore, 1982)*

Dit is een onderzoek naar de sociale gevolgen van de off-shore olie- en gaswinning voor het Schotse kustplaatsje Peterhead. De olie-exploitatie op de Noordzee heeft het ingeslagen dorp veranderd in een centrum van bedrijvigheid. De haven ging een belangrijke rol spelen voor de oliewinning en de olie bracht allerlei aanvullende activiteiten naar Peterhead. De auteur schetst de volgende categorieën gevolgen:

- toename van de werkgelegenheid. De werkgelegenheid steeg fors, maar de werkloosheid liep slechts weinig terug, omdat de meeste (geschoolde) werknemers van buiten de gemeenschap werden aangetrokken;
- stijging van de lonen;
- bevolkingstoename;
- verandering van de beroepsstructuur;
- stijging van de prijzen van grond en huizen. Van deze prijsstijgingen profiteerden vooral speculanten van buiten de gemeenschap;
- sociale problemen: toename van de criminaliteit en prostitutie, stijging van het aantal echtscheidingen, toename van alcoholgebruik.

De lokale bevolking profiteerde slechts op beperkte schaal van de economische groei. Geschoolde werknemers werden van buiten de gemeenschap aangetrokken, de winsten vloeiden naar buiten en de gemeenschap had geen controle over de olie-exploitatie. Moore spreekt in dit verband van "dependent development", een term die wordt gebruikt voor de exploitatie van ontwikkelingslanden door de rijke landen.

*Timber, Minerals and Social Change: An Exploratory Test of Two Resource-dependent communities (Machlis, Force, Balice, 1990)*

In dit onderzoek wordt met behulp van regressie-analyse getest of er een relatie bestaat tussen het productieniveau van local resource systems en community social change. Er zijn data verzameld voor 13 indicatoren van resource production en 15 indicatoren van sociale verandering in twee kleine resource dependent communities met ongeveer gelijke omvang en demografische kenmerken in Idaho. Orofino is sterk afhankelijk van houtproductie, terwijl Wallace afhankelijk is van mijnbouw (goud, zilver, koper). De hypothese dat er een relatie bestaat tussen beide categorieën variabelen wordt in het onderzoek bevestigd, maar de relatie is complex en varieert met de gebruikte indicatoren.

Er worden vier dimensies van sociale verandering onderscheiden:

- verandering in de omvang van de gemeenschap;
- verandering in de sociale structuur;
- verandering in de sociale cohesie;
- verandering in de anomie (wetsovertredingen).

Om deze vier dimensies van sociale verandering te meten, zijn onder andere de volgende indicatoren gebruikt:

- bevolkingsomvang;
- aantal werknemers;
- aantal detailhandelwinkels;
- aantal kerken;
- aantal sociale organisaties;
- man/vrouw-ratio;
- dependency-ratio;
- aantal huwelijken;
- aantal echtscheidingen;
- aantal arrestaties;
- aantal rechtszaken.

Voor de meting van resource production zijn onder andere de volgende indicatoren gebruikt:

- aantal werknemers in houtproductie, respectievelijk mijnbouw;
- productievolume van goud, zilver, lood, koper, zink, respectievelijk hout;
- productiewaarde van mineralen, respectievelijk hout.

De auteurs noemen twee veelbelovende richtingen voor verder onderzoek:

- a. onderzoek naar de strategieën waarvan gemeenschappen, sociale organisaties en individuen gebruik maken om de invloed van veranderingen in local resource production op de sociale structuur van de gemeenschap te verminderen. Hiertoe zou onder andere de rol van drempel-effecten (op het gebied van bijvoorbeeld armoede, behoud van scholen enzovoort) moeten worden onderzocht;
- b. onderzoek naar globale en nationale economische processen, die de local resource production beïnvloeden. Het gaat hier bijvoorbeeld om de invloed van internationale markten voor grondstoffen en om internationale en nationale conjunctuurcycli. Het gaat dan dus om de invloed van (inter)nationale economische processen op de stabiliteit van kleine gemeenschappen.

### **5.3 Een typologie van resource-dependent communities**

Enkele factoren die van invloed kunnen zijn op de gevoeligheid van de sociale structuur van een klein gemeenschap voor veranderingen in de beschikbaarheid van natuurlijke hulpbronnen:

- a. *Geografische ligging: geïsoleerd of centraal (in de nabijheid van een grote stad)*  
Deze factor bepaalt of er werkgelegenheidsalternatieven voor de bevolking bestaan. Ook is een gemeenschap die in de buurt van een grote stad ligt minder afhankelijk van voorzieningen die binnen de gemeenschap aanwezig zijn.



**b. Kwaliteit van het sociaal systeem**

In een welvarend land met goede sociale voorzieningen zal een afname van (de werkgelegenheid in) de resource-production minder schrijnende gevolgen hebben voor de sociale structuur van een gemeenschap dan in een land waar dergelijke voorzieningen ontbreken. Als er in moeilijke tijden inkomenssteun van de zijde van de overheid beschikbaar is, zal een afname van de productie niet direct tot armoede hoeven te leiden en zal daardoor het negatieve effect op het migratiesaldo ook minder groot zijn. Commerciële en non-commerciële voorzieningen zullen daardoor gemakkelijker in stand te houden zijn. Op grond van deze twee factoren kunnen vier typen resource dependent communities worden onderscheiden. In tabel 4.1 is voor deze vier typen weergegeven hoe sterk de relatie tussen resource production en sociale structuur is.

	Centraal	Perifeer
Goed sociaal systeem	zwak	matig
Slecht sociaal systeem	matig	sterk

*Figuur 5.1 De relatie tussen resource production en sociale structuur voor verschillende typen gemeenschappen*

Uit de tabel wordt duidelijk dat een afname van de beschikbaarheid van natuurlijke hulpbronnen in perifere gemeenschappen, gelegen in landen met een slecht sociaal systeem, een relatief sterk negatief effect zal hebben op de sociale structuur.

Natuurlijk zijn er ook andere factoren die van invloed kunnen zijn op de relatie tussen resource production en sociale structuur van een gemeenschap. Zo zal de aanwezigheid van alternatieve hulpbronnen, die economisch rendabel te exploiteren zijn, de flexibiliteit van een gemeenschap kunnen vergroten.

# LITERATUUR

## *CZM algemeen*

Ballinger, Rhoda C. en Hance D. Smith (1994)

*The Management of the Coastal Zone of Europe; Ocean and Coastal Management 22; pp. 45-85*

Beschrijving: Een overzicht van het CZM in Europa. Aandacht voor information management, verschillende soorten assessment procedures en het wettelijk kader waarbinnen het beleid plaatsvindt.

Cicil-Sain, B. (ed.) (1993)

*Ocean & Coastal Management; Special Issue: Integrated Coastal Management, Elsevier Science Publishers Ltd.*

Beschrijving: Een speciale uitgave van het tijdschrift Ocean & Coastal Management over Integrated Coastal Management. Er worden zestien papers gepresenteerd die verdeeld kunnen worden in vier categorieën. De eerste zes papers zijn gewijd aan de relatie tussen ICZM en duurzame ontwikkeling. Vervolgens worden, aan de hand van enkele casestudies, verschillende benaderingen belicht om tot een ICZM te komen. De volgende drie papers behandelen enkele specifieke onderwerpen van ICZM, waaronder visserij en de stijging van de zeespiegel. De laatste drie papers gaan in op de benodigde training en capacity building om een ICZM van de grond te krijgen.

Charlier, Roger H. (1989)

*Coastal Zone: Occupance, Management and Economic Competitiveness; Ocean & Shoreline Management 12; pp. 383-402*

Beschrijving: Een overzicht van verschillende typen activiteiten in het kustgebied en de conflicten daartussen. Ook worden managementstrategieën besproken voor het oplossen van het conflict tussen economische ontwikkeling en milieubehoud.

Clark, John R. (1992)

*Integrated management of Coastal Zones; FAO Fisheries Technical paper 327; Rome*

Coastal Zone Management Centre, RIKZ, Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1995)

*Netcoast: A Guide to Integrated CZM; WWW-server,*  
<http://www.minvenw.nl/projects/netcoast/>

Beschrijving: Netcoast geeft informatie over onderwerpen en ervaringen die te maken hebben met Integrated CZM en over komende conferenties en workshops op het gebied van ICZM. Het CZM-centre is een onderdeel van het RIKZ, dat weer deel uitmaakt van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat. In het CZM-centre werken zes ministeries samen: V&W, O&W, VROM, LNV, EZ en DGIS.

Goldberg, Edward D. (1994)

*Coastal Zone space: Prelude to conflict?, UNESCO*

Beschrijving: een overzicht van de problemen in kustgebieden als gevolg van het toenemend beroep op natuurlijke hulpbronnen in deze gebieden. Aandacht voor conflicterende economische activiteiten zoals recreatie en toerisme, visserij, aquacultuur, transport, energiewinning. De belangrijkste bedreiging is volgens de auteur de toenemende bevolkingsdichtheid in de Coastal Zone.

Koekebakker, P. en G. Peet (1987)

*Coastal Zone Planning and Management in the Netherlands; Coastal Management, Volume 15, pp. 121-134*

Beschrijving: de historische achtergrond van CZM in Nederland en de huidige problemen in het kustgebied, zoals ruimtegebrek voor verdere stedelijke ontwikkeling en vervuiling. Er wordt ingegaan op de ontwikkeling van het CZM in het IJsselmeergebied en in het Waddengebied.

OECD (1993a)

*Coastal Zone management: Integrated Policies; Paris*

Beschrijving: Op grond van de casestudies zoals beschreven in OECD 1993b worden in dit rapport aanbevelingen gedaan voor institutionele veranderingen die nodig zijn voor de ontwikkeling en implementatie van CZM.

OECD (1993b)

*Coastal Zone management: Selected Case Studies; Paris*

In dit rapport worden 12 casestudies naar CZM gepresenteerd. In OECD 1993a worden op grond van deze casestudies beleidsaanbevelingen.

Plas, A.B. van der (1993)

*Coastal Zone Management, Challenge for Sustainable Development*

Beschrijving: Bijdrage aan het Coastal Zone Symposium '93 (New Orleans, 19-23 juli 1993) ter gelegenheid van de uitreiking van de "International Coastal Zone Award 1993" aan Nederland. Een globale historische schets van het Nederlandse kustbeleid, vanuit het perspectief van kustverdediging.

## *Economische analyse*

Anderson, Jay M. (1974)

*A Model for the Commons*; In: Hardin, G. en J. Baden (1977)

Beschrijving: een eenvoudig "economisch-ecologisch model", waarin de relaties tussen het economisch systeem en het gebruik van common property resources wordt weergegeven.

Barde, J. en D.W. Pearce (eds.) (1991)

*Valuing the Environment*; Earthscan; London

Beschrijving: een overzicht van de ervaringen in verschillende landen, waaronder Nederland, met de toepassing van Cost-Benefit Analysis ten behoeve van het milieubeleid.

Edwards, Steven F. (1987)

*An introduction to Coastal Zone economics*

Beschrijving: dit boekje is bedoeld voor niet-economen die zich bezig houden met CZM. Aan de hand van typische Coastal Zone-problemen worden enkele economische grondbeginselen geïntroduceerd. De theorie wordt toegepast op enkele casestudies.

ETIF/LEI (1983)

*Landbouw en economie in Friesland*; Leeuwarden

Beschrijving: Een voorbeeld van toepassing van regionale input-output-analyse met beschrijving van de gehanteerde methode.

FAO Regional Office for Asia and the Pacific (1994)

*Socio-economic Issues in Coastal Fisheries Management*; Proceedings of the IPFC Symposium

Beschrijving: Verzameling casestudies van Aziatische regio's rond de onderwerpen:

- employment, labour productivity and income of small-scale fisheries;
- employment-oriented fisheries management;
- integration of fisheries management into a Coastal area management plan.

FNEI (1983)

*De constructie van de input-output tabel noorden 1975*; Assen

Beschrijving: uitgebreide beschrijving van de gehanteerde methode van input-outputanalyse bij de constructie van bovengenoemde tabel.

FNEI (1984)

*De interregionale input-outputtabel Groningen-overig Nederland: constructiemethode en input-outputanalyse*

Beschrijving: voorbeeld van toepassing van input-outputanalyse met beschrijving van de gehanteerde methode.

FNEI (1988)

*De betekenis van de landbouw voor de noordelijke economie*

Beschrijving: Een toepassing van regionale input-outputanalyse met informatie over de gehanteerde methode.

Jones, P.J.S. en S. Kerr (1994)

*The potential role of Environmental Management and Conflict Resolution Techniques in the Coastal Zone; Conference on Management Techniques in the Coastal Zone; University of Portsmouth; October 24-25*

Beschrijving: analyse van de toepassingsmogelijkheden van Contingent Valuation (CV) in CZM. Veel aandacht voor methodologische problemen en ethische bezwaren.

Ministerie van Financiën (1986)

*Evaluatiemethoden, een introductie; Rapport van de Afdeling Beleidsanalyse; Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage*

Beschrijving: een overzicht van de evaluatiemethoden die voor de beoordeling van beleid worden gebruikt. Er wordt onderscheid gemaakt tussen monetaire evaluatiemethoden (kosten-batenanalyse, kosten-effectiviteitsanalyse) en niet-monetaire evaluatiemethoden (multicriteria-methoden, overzichtstabel methoden).

Oosterhuis, F. (1990)

*Evaluatiemethoden; In: Milieu-economie; Open Universiteit; 1990, pp. 183-232*

Beschrijving: een overzicht van evaluatiemethoden voor de waardering van milieu-effecten.

Oosterhaven, J. (1983)

*Regionale input-outputanalyse: model, voorbeelden en computerprogramma voor structuuranalyse en impact studies; Onderzoekmemorandum nr.125; Instituut voor Economisch Onderzoek, Faculteit der Economische Wetenschappen, Rijksuniversiteit Groningen*

Beschrijving: een technische beschrijving van het input-outputmodel zoals dat door de FNEI gebruikt is voor regionaal-economisch structuuronderzoek in het noorden van Nederland, inclusief computerprogramma en een handleiding voor het gebruik ervan.

Pearce, D.W en R.K. Turner (1990)

*Economics of natural resources and the Environment*

Beschrijving: één van de standaardwerken op het gebied van milieu-economie en resource-economics. Veel aandacht voor externe effecten en mogelijkheden voor internalisering daarvan, economische waardering van milieugoederen en duurzame exploitatie van natuurlijke hulpbronnen.

Penning-Rowse, E.C., C. H. Green en P.M. Thompson et al. (1992)  
*The Economics of Coastal Management: a manual of benefit assessment techniques*; Belhaven Press; London  
Beschrijving: aan de hand van onderzoek van het Middlesex Polytechnic Flood Hazard Research Centre tussen 1986 en 1991 wordt een aantal technieken van cost-benefit analysis besproken, die in CZM kunnen worden toegepast. Ook wordt ingegaan op de beperkingen en complicaties van toepassing van cost benefit analysis.

University of Portsmouth, Centre for CZM (1994)  
*Conference on Management Techniques in the Coastal Zone*; October 24-25

### *Multidisciplinair onderzoek en institutionele analyse*

Bonnicksen, Thomas M. (1991)  
*Managing Biosocial Systems: A framework to organize society-environment relationships*; In: *Journal of Forestry* 89 (10) pp. 10-15  
Beschrijving: presentatie van een "biosociaal model" dat als analysekader kan dienen bij het bestuderen van relaties tussen resource managers, het sociaal systeem en het ecologisch systeem.

Borchert, J.G. en M. de Kruyf  
*Bevolkingsgroei ter wille van het voorzieningenniveau?*; Nederlandse Geografische Studies nr. 134; Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen Rijksuniversiteit Utrecht  
Beschrijving: onderzoek naar de relatie tussen bevolkingsomvang en het voorzieningenniveau in de gewesten Zuid-Kennemerland en de Gooi- en Vechtstreek. Aan de hand van de centrale plaatsentheorie wordt onderzocht of de kansen op het handhaven van een bepaald voorzieningenniveau groter zijn wanneer het inwonersaantal op peil blijft.

Bromley, Daniel W. (ed.) (1992)  
*Making the Commons Work*; San Francisco  
Beschrijving: dit boek geeft inzicht in de mogelijkheden voor een effectief en duurzaam gemeenschappelijk beheer van natuurlijke hulpbronnen. Er worden acht casestudies gepresenteerd die zijn uitgevoerd op basis van een door Oakerson ontwikkeld analysekader. In een bijdrage van C. Ford Runge wordt de aandacht gevestigd op de rol die speltheorie kan spelen in het begrijpen van common property regimes.

- Burch, William R. en Donald R. Deluca (1984)  
*Measuring the Social Impact of Natural Resource Policies*; University of New Mexico Press  
 Beschrijving: in dit boek worden verschillende benaderingen van Social Impact Assessment gepresenteerd, onder andere de life cycle approach, community approach, regional approach en de social indicators approach. Het boek is geconcentreerd op de sociale effecten van energiepolicies, maar de gepresenteerde technieken zijn ook op andere terreinen toepasbaar.
- Carter, R.W.G. (1988)  
*Coastal Environments: an Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines*  
 Beschrijving: veel aandacht voor fysische en biologische processen in het kustgebied, maar ook voor sociaal-culturele aspecten en voor Coastal management.
- Clark, J. (1974)  
*Coastal Ecosystems: ecological considerations for management of the Coastal Zone*; The Conservation Foundation; Washington D.C.  
 Beschrijving: uit een aantal algemene ecologische principes leidt de auteur vijftien managementprincipes en regels voor het CZM af. Het gaat hier om absolute eisen die vanuit ecologisch perspectief aan het CZM gesteld moeten worden. In deze benadering is geen ruimte voor een afweging tussen economische baten en milieuschade.
- Dorcey, Anthony H.J. (1983)  
*Coastal Management as a Bargaining Process*; CZM; Journal, Volume, Numbers 1-2  
 Beschrijving: volgens de auteur is Coastal management in de eerste plaats een onderhandelingsproces. De beschikbaarheid van geschikte informatie voor de onderhandelingspartijen is cruciaal voor een succesvol verloop van de onderhandelingen. Dorcey pleit in dit verband voor een verschuiving van de nadruk op descriptieve kennis naar functionele kennis.
- Gamman, John K. en Scott T. McCreary (1988)  
*Suggestions for integrating EIA and economic development in the Caribbean region*; In: Environmental Impact Assessment Review; Vol. 8; Elsevier Science Publ. Co.  
 Beschrijving: overzicht van de problemen bij integratie van environmental impact assessment in het beleid ten aanzien van economische ontwikkeling en mogelijkheden voor oplossing van deze problemen.

Hardin, Garrett (1968)

*The Tragedy of the Commons*; In: Hardin, G. en J. Baden (1977)

Beschrijving: In dit klassieke artikel betoogt Hardin dat een succesvol beheer van natuurlijke hulpbronnen als common property bij een hoge bevolkingsdichtheid onmogelijk is en dat dus privatisering van eigendoms- of gebruiksrechten noodzakelijk is.

Hardin, Garrett en John Baden (eds.) (1977)

*Managing the Commons*; W.H. Freeman and company; San Francisco

Beschrijving: Een verzameling artikelen over common property management met onder andere het klassieke artikel "The tragedy of the Commons" van Garrett Hardin.

Kiser, Larry L. en Elinor Ostrom (1982)

*The Three Worlds of Action: A Metatheoretical Synthesis of Institutional Approaches*; In: Ostrom, Elinor (ed.), (1982); *Strategies of Political Inquiry*.

Beschrijving: In dit artikel wordt een algemeen analysekader ontwikkeld voor institutionele analyse. Er worden drie analyseniveaus onderscheiden: The World of Action, The World of Collective Choice en The World of Constitutional Choice. Op basis van dit algemene raamwerk voor institutioneel onderzoek heeft Oakerson een model voor analyse van de exploitatie van common property resources ontwikkeld (zie Oakerson, Ronald, 1992).

Klerks, R. (1984)

*Het voorspellen van de sociale effecten van ruimtelijke veranderingen*; rapport nr. 375; Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp"

Beschrijving: Overzicht van de technieken die in Social Impact Assessment gebruikt worden voor het voorspellen van sociale effecten.

Machlis, Gary E., Jo Ellen Force en Randy G. Balice (1990)

*Timber, Minerals and Social Change: An exploratory test of two resource-dependent communities*; In: *Rural Sociology*; Vol. 55, No. 3, pp. 411-424

Beschrijving: Onderzoek naar de relatie tussen local resource production en community social systems in twee gemeenschappen in Idaho. Met behulp van regressie-analyse wordt de relatie tussen 15 indicatoren voor resource production en 13 indicatoren voor social change getest.

Miller, Marc L., Richard P. Gale en Perry J. Brown (eds.) (1987)

*Social science in natural resource management systems*; Westview Press, Boulder, Colorado

Beschrijving: Serie artikelen over toepassing van sociale wetenschappen in natural resource management. Aandacht voor onder andere socio-economic impact assessment en analyse van instituties.



Moore, R. (1982)

*The social impact of oil: The case of Peterhead*; Routledge & Kegan Paul Ltd., London

Beschrijving: Casestudie naar de sociale gevolgen van de off-shore olie- en gaswinning voor de Schotse kustplaats Petershead.

National Research Council (1994)

*Environmental Science in the Coastal Zone, Issues for Further Research*; National Academy Press; Washington D.C.

Beschrijving: Bundel van elf papers over ecologie, geologie, watertransport en vervuiling in het kustgebied.

Oakerson, J. (1992)

*Analyzing the Commons: A Framework*; In: Bromley, Daniel W., (1992); *Making The Commons Work*

Beschrijving: In dit artikel wordt een raamwerk voor institutionele analyse van the Commons gepresenteerd.

OECD, Fisheries Committee (1995)

*The effects on the fishing and aquaculture industry from an increase in demand for Coastal area resources*

Beschrijving: Een nog lopend project dat bestaat uit drie delen:

- resource user conflicts in the Coastal Zone;
- Coastal Zone responses to changing fishing possibilities;
- identification and possible quantification of externalities which fisheries and aquaculture are subject to in the Coastal Zone.

Ostrom, Elinor (ed.) (1982)

*Strategies for Political Inquiry*; Sage Publications; Beverly Hills

Beschrijving: Verzameling artikelen over methoden en modellen voor politicologisch en institutioneel onderzoek.

Ostrom, Vincent en Elinor Ostrom (1977)

*A Theory for Institutional Analysis of Common Pool Problems*; In: Hardin, G. en J. Baden (1977)

Beschrijving: Analyse van de voorwaarden waaraan institutionele regelingen voor exploitatie van common property resources moeten voldoen.

Wathern, Peter (1988)

*Environmental Impact Assessment: theory and practice*; Academic Division of Unwin Hyman Ltd.

Beschrijving: Een beschrijving van de verschillende fasen in het Environmental Impact Assessment proces en van de ontwikkeling van de methoden die in deze fasen gebruikt worden. Ook wordt de ontwikkeling van de wetgeving in de verschillende landen besproken.

**Wilson, Rick K. (1985)**

*Constraints on social dilemma's: an institutional approach*; In: *Annals of Operations Research* 2; pp. 183-200; Baltzer A.G., Scientific Publ. Co.

**Beschrijving:** Speltheoretische analyse van sociale dilemma's, die als een n-person prisoner's dilemma kunnen worden beschreven. Wilson stelt op basis van een serie laboratorium experimenten dat veel sociale dilemma's kunnen worden opgelost door constructie van een institutioneel mechanisme dat coördinatie van strategieën mogelijk maakt.

# BIJLAGE

## Bijlage Concordantie-analyse: een voorbeeld

Bij een concordantie-analyse worden zowel de effecten van de alternatieven als de gewichten van de criteria gekwantificeerd. Het is dus een methode die veel getalsmatige informatie vereist. Het is echter net als bij andere vormen van multicriteria-analyse niet nodig om de effectscores in geld of een andere gemeenschappelijke rekeenheid uit te drukken. Bij een concordantie-analyse worden de effectscores van de verschillende alternatieven steeds paarsgewijs vergeleken. Hieronder wordt deze techniek gedemonstreerd aan de hand van een voorbeeld 1).

Stel dat men de capaciteit van de wegverbinding tussen twee kuststeden wil uitbreiden vanwege een uitbreiding van het autoverkeer. Er zijn drie alternatieven die in aanmerking komen. Alternatief A1 impliceert verbreding van de bestaande weg die langs de kust loopt. A2 en A3 behelzen de aanleg van een nieuwe weg verder landinwaarts volgens verschillende trajecten. Bij de beoordeling van de alternatieven worden de volgende criteria relevant geacht:

C1 - de kosten van aanleg en onderhoud;

C2 - de gemiddelde reistijdwinst voor weggebruikers;

C3 - het verlies aan natuurgebied;

C4 - de toename van de verkeersveiligheid.

Bepaling van de effecten heeft geleid tot de volgende project-effect-matrix, waarin de veranderingen ten opzichte van de huidige situatie zijn weergegeven:

Tabel B1 De project-effectmatrix

	A1	A2	A3
C1: kosten in miljoenen gulden	40	60	80
C2: gemiddelde tijdwinst in minuten	25	30	20
C3: natuurverlies in hectaren	2	1,5	1,75
C4: vermindering aantal verkeersslachtoffers gemiddeld per jaar	4	5	10

Voor het uitvoeren van een concordantie-analyse is het noodzakelijk dat de effectscores gestandaardiseerd worden. Dit gebeurt door ze te delen door het rij-maximum. Bovendien worden de scores op negatieve criteria van een minteken voorzien. We krijgen dan de volgende matrix van gestandaardiseerde effectscores.

Het is duidelijk dat geen van de alternatieven op alle criteria het beste scoort. Met de techniek van de concordantie-analyse wordt nu geprobeerd toch een alternatief te selecteren dat op grond van alle vier criteria de voorkeur verdient. Dit gebeurt vanuit twee invalshoeken waarbij respectievelijk de criteriumgewichten en de verschillen in effectscores een rol spelen.

1) Dit voorbeeld is gebaseerd op: Ministerie van Financiën (1986) pp. 73-76.

**Tabel B2** De project-effectmatrix met gestandaardiseerde effectscores

	A1	A2	A3
C1	-0,5	-0,75	-1
C2	0,83	1	0,66
C3	-1	-0,75	-0,88
C4	0,4	0,5	1

Aan de criteria kunnen nu gewichten toegekend worden door middel van ondervraging van belangengroepen en besluitvormende instanties. In dit voorbeeld wordt uitgegaan van de volgende gewichten:

**Tabel B3** De relatieve gewichten van de criteria

Criterium	Gewicht
C1	0,4
C2	0,2
C3	0,1
C4	0,3

Aan de hand van deze criteriumgewichten kan nu de concordantiematrix worden samengesteld door de alternatieven paarsgewijs te vergelijken. De concordantieverzameling van alternatief 1 ten opzichte van alternatief 2 bestaat uit de criteria waarop A1 beter scoort dan A2, in dit geval is dat C1. De concordantie-index van A1 ten opzichte van A2,  $K_{12}$ , is gelijk aan de som van de gewichten van de criteria in de concordantieverzameling:  $K_{12}=0,4$ . Op analoge wijze kunnen nu de overige concordantie-indices berekend worden:

$$K_{21} = 0,2 + 0,1 + 0,3 = 0,6 \quad K_{13} = 0,2 + 0,4 = 0,6 \quad K_{31} = 0,1 + 0,3 = 0,4$$

$$K_{23} = 0,4 + 0,2 + 0,1 = 0,7 \quad K_{32} = 0,3$$

De concordantie-indices worden weergegeven in de concordantiematrix.

**Tabel B4** De concordantiematrix, gebaseerd op criteriumgewichten

Beter scorend	Slechter scorend	A1	A2	A3
A1		-	0,4	0,6
A2		0,6	-	0,7
A3		0,4	0,3	-

Voor ieder alternatief kan nu de nettoconcordantie-index worden berekend door de som van de rij-elementen te verminderen met de som van de kolomelementen:

$$K1 = (0,4 + 0,6) - (0,6 + 0,4) = 0$$

$$K2 = (0,6 + 0,7) - (0,4 + 0,3) = 0,6$$

$$K3 = (0,4 + 0,3) - (0,6 + 0,7) = -0,6$$

Op grond van deze analyse is alternatief 2, het alternatief met de hoogste nettoconcordantie-index het geprefereerde alternatief. A3 is het minst geprefereerde alternatief.

Bij de tweede invalshoek wordt gekeken naar de verschillen in de gestandaardiseerde effectscores. De matrix met gestandaardiseerde effectscores vormt het uitgangspunt voor deze analyse. De concordantie-index van A1 ten opzichte van A2 wordt hier berekend door de absolute waarden van de verschillen in effectscores van de concordantieverzameling te sommeren. Dus:

$$K12 = |-0,5 - (-0,75)| = 0,25 \quad K21 = (1 - 0,83) + (-0,75 - (-0,1)) + (0,5 - 0,4) = 0,52$$

De overige concordantie-indices zijn op analoge wijze te berekenen. De indices zijn weergegeven in een concordantiematrix.

*Tabel B5 De concordantiematrix, gebaseerd op verschillen tussen gestandaardiseerde effectscores*

Beter scorend	Slechter scorend	A1	A2	A3
A1		-	0,25	0,66
A2		0,52	-	0,71
A3		0,72	0,50	-

Ook hier kunnen weer voor ieder alternatief de netto concordantie-indices berekend worden door de kolomtotalen van de rijtotalen af te trekken:

$$K1 = 0,91 - 1,24 = -0,33$$

$$K2 = 1,23 - 0,75 = 0,48$$

$$K3 = 1,22 - 1,37 = -0,15$$

Ook bij deze invalshoek komt A2 dus als beste alternatief naar voren. Maar in dit geval wordt A3 geprefereerd boven A1, terwijl dit in de eerste benadering andersom was. Dit is een nadeel van de concordantie-analyse: een eenduidige preferentierangschikking is niet gegarandeerd. Een ander nadeel is het feit dat de uitkomst van een concordantie-analyse sterk afhankelijk is van de gekozen criteria en gewichten, terwijl vaak onduidelijk is hoe deze precies bepaald zijn.