

# **„Multikriterielle Analyse alternativer Managementstrategien“**

Volker Wenzel

Teilprojekt des Verbundvorhabens

**“Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel”**

im Rahmen des BMBF-Vorhabens

**“Flusseinzugsgebietsmanagement”**

---

Das Teilprojekt wurde bearbeitet durch

Dr. Volker Wenzel

**Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung**

Abt. Integrierte Systemanalyse

Postfach 60 12 03

D-14412 Potsdam

Tel 0331 288 2514

Fax 0331 288 2695

e-mail [wenzel@pik-potsdam.de](mailto:wenzel@pik-potsdam.de)

## **Inhaltsverzeichnis**

- 1. Einleitung**
  - 1.1 Multikriterielle Analysen als Methode integrativer Forschungsprojekte
  - 1.2 Zielstellung und Einbindung in das Verbundprojekt
- 2. Integrationskonzept im Überblick**
- 3. Beiträge zu den ersten Integrationsschritten im Havelprojekt**
  - 3.1 Definition eines Masterszenarios
  - 3.2 Auswertungen der ersten Akteursbefragungen
    - 3.2.1 Mögliche Handlungsoptionen
    - 3.2.2 Mögliche Bewertungskriterien
  - 3.3 Modellverbund
  - 3.4 Festlegung der Alternativen
- 4. Bewertung: Indikatoren, Aggregierte Indexvariablen, Kriterien**
  - 4.1 Trophie-Index
  - 4.2 Wasser-Bilanz-Index
    - 4.2.1 Partial-Index B1
    - 4.2.2 Partial-Index B2
  - 4.3 Strukturgüte-Index
  - 4.4 Arbeitskräfte-Potential-Index
  - 4.5 Subsistenz-Index
  - 4.6 Klär-Kosten-Index
- 5. Multikriterielle Analysen**
- 6. Equity-Analysen**
- 7. Ausblick**
- 8. Literatur**

# **1 Einleitung**

## **1.1 Multikriterielle Analysen als Methode integrativer Forschungsprojekte**

Bei der Bearbeitung komplexer Forschungsaufgaben, für die in der Regel nicht alle wesentlichen Details und Wechselwirkungen durch ein geschlossenes dynamisches Modell abgebildet werden können, dient die Multikriterielle Analyse (MKA) seit langem als ein adäquates Instrument für die Bewertung und den Vergleich der Implikationen unterschiedlicher Annahmen über das jeweilige Studienobjekt. Insbesondere im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung innerhalb von Flußeinzugsgebieten, bei denen ökonomische, soziale und umweltbezogene Kriterien gleichzeitig in die Bewertung der Auswirkungen unterschiedlicher Managementstrategien eingehen müssen, hat die Bedeutung von MKA ständig zugenommen. Anfangs wurde sie nur zur abschließenden Verknüpfung von Ergebnissen autonomer sektoraler bzw. disziplinärer Studien genutzt (COHEN 1997). Später nahm die Methode einen mehr und mehr zentralen Platz in solchen Projekten ein, wie z.B. in den EU-Projekten VALSE (O'CONNOR 2000) und CRITINC (SIMON & EKINS 2000), um schließlich sogar die Strukturen der Projektbearbeitung wie in GLOWA-Elbe von Anfang an mit zu bestimmen (Wenzel 2001). Parallel zu dieser Entwicklung fand eine schrittweise Vervollkommnung der MKA-Softwaresysteme statt. In der Frühphase gab es eine Vielzahl von spezifischen Ansätzen mit jeweils eigener Softwarerealisierung, wobei die passende Variante zum gegebenen Problem vorher bestimmt und beschafft werden mußte (GUPTA et al. 1977, BRANS et al. 1986). Später wurden die wichtigsten Varianten in einem Softwaresystem mit interaktiver Auswahlmöglichkeit vereinigt (FIALA & FABRY 1993). Das System NAIADE (MUNDA 1995) gründet schließlich auf einem Ansatz, der speziell im Hinblick auf umweltökonomische Probleme konzipiert wurde und mathematisch die Synthese aller wesentlichen Varianten darstellt, so daß diese nicht mehr unterschieden werden müssen. Darüber hinaus wird eine sog. Equity-Analyse angeboten, die bei Projekten mit Partizipation die Konfliktpotentiale und Koalitionsmöglichkeiten zwischen unterschiedlichen Interessengruppen beleuchtet.

## **1.2 Zielstellung des Teilprojektes und seine Einbindung in das Verbundprojekt**

Ziel dieses Teilprojektes TP10 ist es, die wesentlichen wasserabhängigen Probleme oder Konflikte im Havelgebiet, die insbesondere durch die Teilprojekte 2, 9 und 11 zu identifizieren sind und für die durch das Projekt Lösungen erarbeitet werden sollen, zunächst als Aufgabenstellungen in Form sogenannter Master-Szenarios klar zu formulieren. Darunter sind spezifische Optimierungsaufgaben zur Bestimmung von integrierten Handlungsstrategien zu verstehen, die unter Berücksichtigung aller notwendigen Einschränkungen und Nebenbedingungen als die jeweils „besten“ angesehen werden können. Die Ergebnisse sind geeignet, regionalen politischen Entscheidungsträgern systematische Kenntnisse über das Studienobjekt im allgemeinen zu vermitteln und darüber hinaus konkrete Entscheidungen gezielt zu unterstützen. Sowohl bei Auswahl und Definition der zum Vergleich zugelassenen Strategien als auch bei der Festlegung der für den Vergleich zu benutzenden Bewertungskriterien werden Interessengruppen, Akteure oder sog. Stakeholder einbezogen (TP2, TP9), die durch das Problem und seine Lösung betroffen sind (Partizipationsprinzip).

Um die Auswirkungen (Impakts) der einzelnen Strategien bewerten und die Strategien selbst vergleichen zu können, werden die Forschungsbeiträge zu integrierten Impaktanalysen durch die Teilprojekte TP3 bis TP7 und TP11 zusammengeführt. TP10 übernimmt insgesamt eine strukturierende Funktion für das Gesamtprojekt, denn es erarbeitet ein Bewertungskonzept und

geeignete Bewertungskriterien für die Ergebnisse der Impaktanalysen, um diese schließlich einer computergestützten Multikriteriellen Analyse (MKA) (MUNDA 1995) zuzuführen. Diese wertet die Ergebnisse der Impaktanalysen weiter aus und stellt eine Rangordnung der zum Vergleich zugelassenen Strategien her. Darüber hinaus können die partizipierenden Interessengruppen befragt werden, welche Prioritäten sie den einzelnen Strategien nach der Kenntnisaufnahme von deren Auswirkungen zumessen. Diese Bewertungen durch die Stakeholder bilden danach die Grundlage für eine gleichfalls computergestützte Konfliktanalyse oder Equityanalyse (EQA), die Aussagen über die Koalitionsfähigkeit der einzelnen Interessengruppen miteinander erlaubt und Kompromisse erleichtert. Sowohl der Ansatz als auch die benutzte MKA-Software sind mit der Vorgehensweise im BMBF-Projekt GLOWA-Elbe kompatibel (WECHSUNG 2005, WENZEL 2005 und 2005a). Darüber hinaus gibt es auch sachliche Schnittstellen zu diesem Projekt.

## **2. Integrationskonzept im Überblick**

Die Fokussierung auf Multikriterielle Analysen (MKA) impliziert ein Konzept zur Integration, das seinerseits eine notwendige Abfolge der Lösung von Teilaufgaben erforderlich macht und damit eine Strukturierung der Projektbearbeitung aus der Perspektive dieses Teilprojektes bewirkt. Integration bedeutet dabei nicht nur die Verbindung der Methoden unterschiedlicher wissenschaftlicher Disziplinen zu interdisziplinären Ansätzen und Teillösungen, sondern umfaßt auch die sog. transdisziplinäre Komponente, die also – wie der Name sagt – jenseits der Disziplinen unserer wissenschaftlichen Klassifizierungen liegt. Im Unterschied zu diesen, die sich um die objektiven Sachverhalte bemühen und themenbezogen bestimmte Naturgesetze, empirische Daten, mathematische Modelle, Expertenwissen und Literatur möglichst vollständig einbeziehen, will jene auch die subjektiven Interessen, Meinungen und Vorlieben mit berücksichtigen. Erreicht wird dies durch Partizipation von Stakeholdern, d.h. durch Befragung von durch die Aufgabe oder deren Lösung betroffenen Interessengruppen oder Institutionen bzw. deren Vertretern, um ihre Präferenzen und Entscheidungsspielräume, aber auch ihr Spezialwissen kennenzulernen, zu erfassen und zu berücksichtigen. Während die genannten objektiven Komponenten uns Optimierungen im Sinne der Aufgabenstellung gestatten, verlangen die subjektiven Interessen einen möglichst fairen Ausgleich oder Kompromiß. Beides muß dem Entscheidungsträger transparent gemacht werden und sollte die Entscheidungsfindung mitbestimmen. Aus diesem Grunde werden schließlich in TP8 die benutzten Software-Systeme zur computergestützten Multikriteriellen Analyse und zur Equity-Analyse (NAIADE) in das Entscheidungshilfesystem DSS integriert. Dadurch können die Integrationsergebnisse vom Nutzer unmittelbar nachvollzogen werden. Darüber hinaus kann er mit eigenen Szenarien die Untersuchungen fortsetzen.

Um den Forschungsprozeß durch die Projektbearbeitung zu organisieren, müssen wir einzelne Arbeitsschritte unterscheiden. Die wichtigsten sind im folgenden zusammengestellt:

- A** Systemanalyse und Erarbeitung bzw. Festlegung von Master-Szenarios
- B** Komposition verschiedener Strategien aus geeigneten Managementoptionen und Auswahl von Indikatoren zur Impaktbewertung
- C** Erarbeitung von Bewertungskriterien auf der Grundlage der ausgewählten Indikatoren
- D** Impaktanalysen
- E** Multikriterielle Analysen (MKA)
- F** Konfliktanalysen oder Equity-Analyse (EQA)
- G** Handlungsempfehlungen als Entscheidungshilfe.

An den genannten Arbeitsschritten müssen die Akteure, Stakeholder oder Interessengruppen mehr oder weniger intensiv beteiligt werden. Abbildung 1 zeigt schematisch den Zusammenhang.

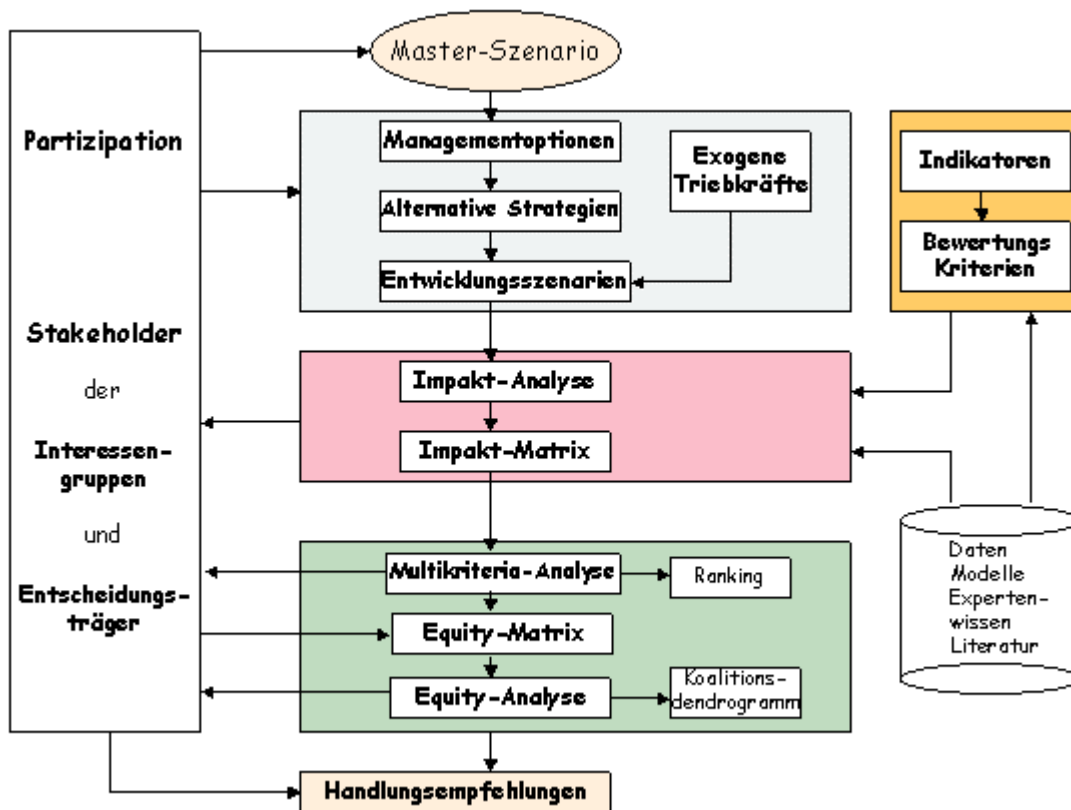


Abb. 1: Integrationschema

### 3. Beiträge zu den ersten Integrationschritten im Havelprojekt

In Kapitel 2 wurde gezeigt, wie das Integrationskonzept durch die Fokussierung auf MKA und EQA charakterisiert wird, die dann schließlich durch das hier behandelte TP10 explizit geleistet werden müssen. In bestimmtem Umfang muß das Teilprojekt deshalb auch zu früheren Integrationschritten Beiträge leisten, um die Konsistenz und Stringenz des Gesamttablaufs sicherzustellen. Insbesondere müssen die empirischen und methodisch abgeleiteten Ergebnis-Informationen der anderen Teilprojekte für die Integrationschritte aufbereitet, nämlich konsistent und verfügbar gemacht werden. Dies betrifft vor allem die Identifikation, Selektion und Definition von ‚Mitspielern‘ bei den Problemlösungskategorien im Sinne des Gesamtalgorithmus. Von denen spielen die Stakeholder, die Alternativen und die Bewertungskriterien die zentrale Rolle, weil sie zum Schluß direkt in die Strukturen von Impakt-Matrix und Equity-Matrix eingehen. Aber auch die Unterstützung durch Modelle und deren Zusammenspiel - auch mit anderen Hilfsmitteln wie empirischen Daten, Expertenwissen und Literaturrecherchen - ist von herausragender Wichtigkeit.

### 3.1 Definition eines Master-Szenarios

Am Beginn steht jedoch die Formulierung einer klaren Aufgabenstellung, die Definition des sog. Master-Szenarios – der Begriff dient zur Abgrenzung aller anderen Typen von Szenarios auf den nächsten Hierarchie-Ebenen dieser integrierenden Rahmenprozedur. Allerdings müssen dabei bereits die Stakeholder mit befragt werden, die also zunächst nach Maßgabe ihrer Betroffenheit durch die Thematik auszuwählen sind. Präzisierung der Aufgabenstellung und Selektion der betroffenen Interessengruppen machen Gleichzeitigkeit bzw. einen rückgekoppelten Prozeß erforderlich, der seinerseits durch den Konsens über gemeinsame, allgemein anerkannte Wertvorstellungen überlagert wird, z.B. über solche wie Kostenminimierung, Nachhaltigkeit oder in unserem Falle auch die Normen der Europäische Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL).

Die erste Stakeholder- oder Akteursbefragung zielt auf die spezifischen Fachkenntnisse der Befragten ab, aber vor allem auch auf die Präferenzen und Befürchtungen von betroffenen Interessengruppen sowie die Entscheidungskompetenzen und Handlungsspielräume von Institutionen. Unter Berücksichtigung dessen hat sich das dafür zuständige TP9 auf die folgenden Akteure bzw. Stakeholder festgelegt:

- *Landwirte*
- *Wasserwirte*
- *Naturschutzbehörden*
- *Forstwirte*
- *Fischer bzw. Angler*
- *Kommunen.*

Räumliche und zeitliche Eingrenzungen und Festlegungen zum Studienobjekt Havelgebiet bilden die erste Hierarchie-Ebene unseres Lösungsweges (Algorithmus), das zu lösende Problem die zweite. Die Befragungsergebnisse zur Problemlage in diesem Havelgebiet im Zeitraum der nächsten 15 Jahre führen uns unter Berücksichtigung der Zielstellungen gemäß der Ausschreibung des Projektes „Flußeinzugsgebietsmanagement“ zu folgendem Hauptproblem oder zur Aufgabenstellung:

*Einführung eines möglichst standortgerechten Regimes zur Land- und Wassernutzung im Untersuchungsgebiet.*

Es gilt nun, die Befragungsergebnisse auch zur Identifikation geeigneter Vertreter für die zentralen Problemlösungskategorien in diesem Master-Szenario auszuwerten – für die in diesem Sinne unverzichtbaren Handlungsfelder und –optionen, für Indikatoren und Bewertungskriterien.

### 3.2 Auswertungen der ersten Akteursbefragungen

Untersuchungsgebiete für die Befragungen waren zunächst die Fokusgebiete: *Hammerfließ* und *Döllnitz / Kleiner Rhin* sowie das Zwischengebiet *Untere Havel*. Dabei wurden gerade die obengenannten, von den potentiellen Maßnahmen betroffenen Interessengruppen (Stakeholder, Akteure) befragt: Landwirte, Wasserwirte, Naturschützer, Forstwirte, Angler und Kommunen. Die ebenfalls konsultierten Planungsbehörden und wissenschaftlichen Institute sind indessen

eher die Adressaten für Planungsempfehlungen bzw. dienen ausschließlich als Informationsquellen für die Impaktanalysen.

Auf der dritten Hierarchie-Ebene des Lösungsweges erfolgt die Einführung der Lösungskonzepte im allgemeinen, nämlich der alternative Handlungsstrategien (kurz: „Alternativen“) als potenzielle Lösungen des Problems einerseits und die „Bewertungskriterien“ für den Vergleich der Alternativen andererseits. Mit Partizipation der Stakeholder erfolgt schließlich die Identifizierung und Auswahl der konkreten Handlungsstrategien. Dazu muß auf der vierten Ebene die Struktur solcher potenzieller Lösungen definiert werden. Diese erscheinen als Bündel von einzelnen „Handlungsoptionen“, die zur Klassifizierung jeweils einem bestimmten Sektor oder „Handlungsfeld“ zuzuordnen sind. Die Optionen sind zunächst qualitativ als prinzipielle Handlungs- oder Steuerungsmöglichkeit („Stellschraube“) zu beschreiben, zu der ein bestimmter Spielraum gehört, innerhalb dessen die Option auch quantitativ (Dosis, Regime) festzulegen ist.

Zur konkreten Identifikation von sinnvollen zu vergleichenden Alternativen wurden von TP9 umfangreiche Stakeholderbefragungen durchgeführt. Deren Ergebnisse wurden vom TP10 eingehend analysiert und die spezifischen Probleme, Ansprüche und Konflikte der einzelnen Interessengruppen identifiziert. Im Folgenden sollen für die o.g. Fokusgebiete stichpunktartig einige Beispiele gegeben werden:

#### *Hammerfließ*

Ungeklärte Eigentumsverhältnisse, strittige Komplexmelioration der 70er Jahre, Subventionsabhängigkeit der Landwirtschaft, Wettbewerbsfähigkeit vs. Umweltnormen, Wasserstände / Abflussregime / Stauhaltung strittig, teure Schöpfwerke, Fragen nach der „richtigen“ Klärtechnologie, Kiefernmonokultur.

#### *Untere Havel*

Niedrige Fließgeschwindigkeiten, Altlasten, Artenvielfalt vs. Schäden durch Einzelspecies, Konfliktzone *Gräben*, Stauziele strittig, ungeklärte Eigentumsfragen, Finanzmisere, notwendiger Waldumbau.

#### *Döllnitz / Kleiner Rhin*

Absinkende Wasserstände, Eutrophierung, touristische Übernutzung, bessere Gewässerdurchlässigkeit, Bodenreueordnung, Gewässersanierung, Renaturierung, kontroverse Grabenpflege, mehr Schutzgebiete und Artenschutz.

### **3.2.1 Mögliche Handlungsoptionen**

Aus der Gesamtheit dieser Informationen wurden Vorschläge für mögliche Sektoren oder Handlungsfelder abgeleitet:

- *Abflussregulierung* einschl. Wasserrückhaltung, Stauregime und Hochwasserschutzmaßnahmen
- *Fremdwasserüberleitung* aus der Müritz bzw. aus der Oder
- *Klärtechnologie* verbessern einschl. Kanalanschluss, Abdichten von Klärgruben
- *Landnutzungsänderungen*: Gräben, Aufforstung, Waldumbau, Schutzgebiete, evtl. Flurneueordnung
- *Strukturverbesserungen* der Administration einschließlich Investition und Förderung
- *Renaturierung*: Rückbau, Remäandrierung, Retentionsräume



- *Landwirtschaftliche Produktion*: „Gute fachliche Praxis“, Intensivierung, Extensivierung, Vertragsnaturschutz
- *Eigentumsänderungen*: Privatisierung von Wald, Zuweisung verwaister Wehre.

Eine fünfte Ebene ist die der Projektion von Maßnahmen und Bewertungen auf den Raum und/oder die konkreten Objekte. Diese erfolgt in Abhängigkeit der verfügbaren Modelle und Bewertungsmethoden mit dem Ziel bestmöglicher Repräsentanz.

### 3.2.2 Mögliche Bewertungskriterien

Danach wurden aus den Informationen Vorschläge für *Indikatoren* zur Bewertung erarbeitet, die im Weiteren mit den Möglichkeiten der verfügbaren Modelle zur Durchführung der Impaktanalysen in Einklang zu bringen wären.

Eine Sonderstellung bei der Bewertung erhält als wichtigstes Kriterium der „Gute ökologische Zustand“ gemäß der WRRL und damit alle Zustandsgrößen, die dafür als Indikatoren gelten sollen.

Darüber hinaus wurden folgende *Kriterien* als relevant identifiziert, die nach Möglichkeit mittels passender Zustandsgrößen oder Indikatoren realisiert werden sollten:

- *Eutrophierung* der Gewässer
- *O<sub>2</sub>-Gehalt*
- *Waldzustandsindex*
- *Artenvielfalt* und
- *Habitatqualität* für ausgewählte Species
- *Monetäre Bilanzen*
- *Preise* für Wasser und daran gebundene Dienstleistungen
- *Erwerbstätigkeit* - Gesamtpotential
- *Subsistenzindex* für landw. Betriebe.

Auf der Grundlage dieser Informationen hat sich die AG Szenarien auf einen Katalog von Alternativen und Szenarien für externe Triebkraftdynamiken festgelegt (s. TP2). Die Präzisierung der Liste der Indikatoren und Bewertungskriterien erfolgt nach Maßgabe von deren Sensitivität in Bezug auf die Modellrechnungen zu den dort definierten Alternativen und Szenarien.

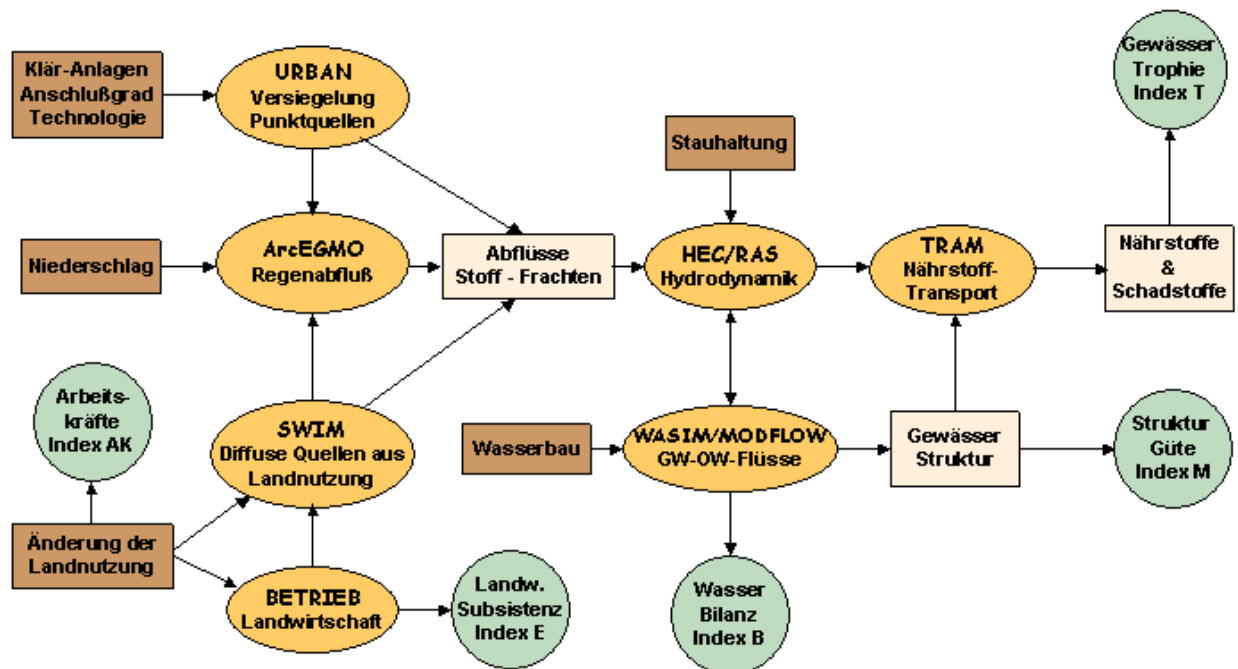
### 3.3 Modellverbund

Die durch die Befragungen und Literaturrecherchen sowie aller weiteren Maßnahmen zur Systemanalyse kumulierten Informationen und Vorentscheidungen für die Lösungsansätze zum aktuellen Master-Szenario müssen nun einer wichtigen Überprüfung unterzogen werden:

Die meist entscheidende Komponente der gesammelten Informationen und Hilfsmittel besteht in den verfügbaren und erprobten Modellen, mit denen Teilstudien für die Impaktanalysen durchgeführt werden können. Je reicher der Bestand an solchen Modellen und deren Leistungsspektrum ist, umso aussagefähiger werden die Ergebnisse der Impaktanalysen wie auch deren anschließende Bewertung sein. Ein wichtiger Schritt besteht deshalb darin, diese Modelle zu adaptieren und eventuelle Lücken zu schließen. Am Ende ist ein Modellverbund anzustreben, der den Anforderungen gerecht wird, aus den Simulationsergebnissen transparente und überzeugende Vergleich zwischen den betrachteten Alternativen

Handlungsstrategien abzuleiten. Ein solcher Modellverbund für das Havelprojekt wird durch Abbildung 2 dargestellt. Er sollte nicht mit einem monolithischen Gesamtmodell für das Forschungsobjekt verwechselt werden. Die verbindende Gesamtschau der Teilmodelle soll vielmehr in plausibler Form die Einbindung der Modelle in eine integrative Lösungsprozedur beschreiben helfen. Das Schema enthält deshalb vier verschiedene Symbole, die den wichtigsten Kategorien des Ansatzes entsprechen:

- Triebkräfte und Handlungsfelder für Management-Optionen (braune Rechtecke)
- Spezifische Modelle (Ellipsen)
- Input-Output-Informationen für koppelnde Modellkaskaden (rote Rechtecke)
- Komplexe Index-Variablen als Vorstufe für Bewertungskriterien (Kreise).



**Abb. 2: Modell-Verbund für Impaktanalysen**

Die Hauptkaskade beginnt mit Szenarios für den räumlich und zeitlich verteilten Niederschlag im Untersuchungsgebiet als Triebkraft (GERSTENGARBE & WERNER 2003) und mit der Regenwasserabfluß-Simulation durch das Modell ArcEGMO (TP4). Dies bestimmt die Hydrodynamik im Flußbett, die durch das Modell HEC/RAS abgebildet wird und von den Maßnahmen zur Stauhaltung abhängig ist. Der Abfluß unterliegt der Einspeisung bestimmter Stofffrachten, die eine trophische Belastung des Gewässers nach sich zieht. Die resultierende Dynamik der Stoffkonzentrationen in den entsprechenden Flußsegmenten wird durch das Modell TraM berechnet (TP3). Die resultierenden Nährstoffkonzentrationen (Gesamtphosphor TP, Gesamtstickstoff TN) bilden die Komponenten eines aggregierten Trophie-Index  $T$  des Gewässers, an den ein wichtiges Bewertungskriterium geknüpft ist.

Für die Stofffrachten werden Punktquellen und diffuse Quellen berücksichtigt. Die Punktquellen werden durch Kläranlagen repräsentiert, deren Abflußkonzentrationen der Nährstoffe durch die Modellkomponente URBAN berechnet werden. Diese hängen ab von den Management-Optionen zum Kläranlagen-Anschlußgrad und der verwendeten Klärtechnologie (TP2).

Die landwirtschaftliche Produktion ist für die diffusen Einträge verantwortlich, die durch das Modell SWIM simuliert wird (TP5). Die Intensität hängt von betriebswirtschaftlichen Entscheidungen zur Landnutzung bzw. Landnutzungsänderung ab (TP11). Diese

Entscheidungen beeinflussen zwei Index-Variablen für sozioökonomische Bewertungen, nämlich das Arbeitskräftepotential **AK** und einen betrieblichen Subsistenz-Index **S**, der im wesentlichen die potentiellen Erwerbsverluste mißt.

Die Wechselwirkung zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser wird durch die Modellkombination aus WASIM-ETH-I und ModFlow abgebildet und hängt von potentiellen Wasserbau-Maßnahmen ab (TP3). Diese bestimmen die Gewässermorphologie, die einerseits die Nährstoffkonzentrationen im Fließgewässer beeinflussen und andererseits Anlaß für einen Gewässer-Strukturgüte-Index **M** zur Bewertung gibt.

Für einen Wasserbilanz-Index **B** und ein daran zu knüpfendes Bewertungskriterium werden die resultierenden Grundwasserflurabstände mit den landnutzungsbedingten lokalen Anforderungen verglichen.

### 3.4 Festlegung der Alternativen Handlungsstrategien

Auch die Festlegung der Alternativen Handlungsstrategien (kurz: Alternativen) kann nun erst abschließend erfolgen, da bekannt ist, welche Optionen durch die verfügbaren Modelle auch abgebildet werden können. Folgender für alle Teilprojekte verbindliche Katalog wurde erarbeitet:

<b>Szenario</b>	<b>Inhalt</b>
A1 :	„Gängige Praxis“
A2 :	„Gängige Praxis bei veränderten Rahmenbedingungen“
B1 :	„Erweiterte Bewirtschaftungsstandards“
B2 :	„Erweiterte Bewirtschaftungsstandards mit weitergehendem Hochwasserschutz“
C :	„Maximaler Beitrag einzelner Handlungsfelder“
C1 :	-- Siedlungswasserwirtschaft
C2.1	-- Landnutzung bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland
C2.2 :	-- Landnutzung bei mäßiger Extensivierung
C2.3 :	-- Landnutzung bei weitergehender Extensivierung
C3.1 :	-- Wasserwirtschaft bei verändertem Wehrstau
C3.2 :	-- Wasserwirtschaft bei verändertem Seestau
C4 :	-- Wasserbau: Morphologische Strukturverbesserung
D :	„Maximaler Gewässerschutz“

Über die C-Szenarios der anderen Teilprojekte hinaus wurde hier noch C4 aufgenommen, für das eine Strukturverbesserung an der Nuthe modelliert wurde (TP3).

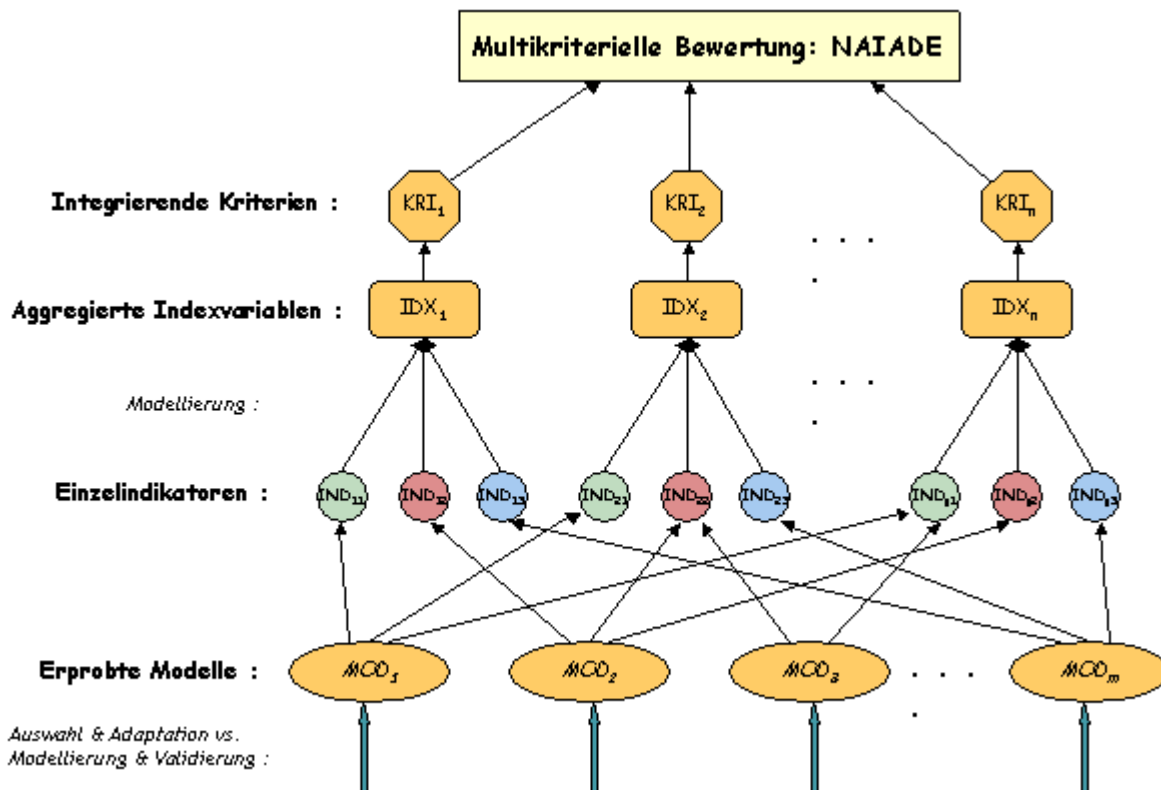
Für die explizite Realisierung von Einzeloptionen wird auf die Berichte der betreffenden Teilprojekte verwiesen.

## 4. Bewertung: Indikatoren, Aggregierte Index-Variablen, Kriterien

Für die Bewertung der Alternativen auf der Grundlage der Ergebnisse integrierter Impaktanalysen werden drei Basiskategorien unterschieden: Einzel-Indikatoren **IND<sub>i</sub>**, aggregierte Index-Variablen **IDX<sub>i</sub>** und die Bewertungskriterien **KRI<sub>i</sub>** selbst. Deren struktureller Zusammenhang ist in Abb. 3 schematisch dargestellt. Die im Modellverbund der Abb. 2

genutzten, erprobten Einzelmodelle **MOD<sub>i</sub>**, werden hier in einen anderen Kontext gestellt – den der Bewertung.

Er soll zunächst darstellen, welche Modelle zur Realisierung welcher der Bewertungskriterien beitragen können, auf die man sich mit den Stakeholdern verständigt hat. Dies führt dann zu den dort dargestellten Kreuz- und Quer-Verbindungen von Modellen mit bestimmten Einzel-Indikatoren, weil ein Modell gewöhnlich mehrere Indikatoren liefert, die auch zu verschiedenen Kriterien beitragen können. Es ist sogar der Idealfall, dass ein Kriterium integrierend im Sinne von Nachhaltigkeit wirksam wird, d.h. ökologische, ökonomische und soziale Indikatoren gemeinsam repräsentiert. Deshalb sind die Einzel-Indikatoren in Abb. 3 durch drei verschiedene Farbtöne / Grauwerte unterschieden. Des Weiteren ist angedeutet, dass ein Modell eher die ökologischen, ein anderes aber eher die ökonomischen oder sozialen Aspekte reflektieren kann. Der Übergang von den Indikatoren zu den Index-Variablen erfordert also eine spezifische Aggregation und Integration, die auf der Grundlage notwendiger Systemanalysen zu modellieren ist.



**Abb. 3: Struktur der Bewertungskategorien**

Bei den bisher verfügbaren Bewertungsverfahren gab es ein gravierendes Problem, das für die Unbestimmtheit und mangelnde Interpretierbarkeit der mit ihrer Hilfe erzielten Ergebnisse verantwortlich gemacht werden muss:

Die berücksichtigten Einzelindikatoren wurden unabhängig von ihren kausalen Zusammenhängen als isolierte Größen betrachtet.

Dieser Mangel an Systemanalyse betrifft vor allem die Aufstellung von Indikatormatrizen für die klassischen Verfahren ELECTRE, PROMETHEE, etc. (FIALA & FABRY 1993), erst recht aber die sog. Hassediagramme in (WEIGERT & STEINBERG 2001), bei denen sich die Indikatoren

darüber hinaus nur gleichsinnig ändern dürfen, antagonistische Kriterien wie Ökonomie vs. Ökologie also ausschließen.

Gewöhnlich versucht man wenigstens die Bedeutung der Indikatoren durch Vergabe von abgestuften Gewichtszahlen zu berücksichtigen. Diese Gewichte sind aber in der Regel nichts anderes als Ausdruck subjektiver Meinungen und tragen zur Klärung meist wenig bei. Oft entbrennt gerade dort ein Streit weil auch Interessen im Spiel sind, die eigentlich Gegenstand einer Konfliktanalyse sein sollten und dort auch geeignete Darstellungsmöglichkeiten vorfinden (siehe Equity-Analysen). Die zu erarbeitende Entscheidungshilfe vermittelt die vorhandenen Entscheidungsspielräume nur dann vollständig und klar genug, wenn man Optimierung und Konfliktanalyse sowie ihre Ergebnisse strikt voneinander trennt. Das Problem der Gewichtung ist hier zum großen Teil gegenstandslos geworden, weil eine quantitative Modellierung des Systemzusammenhanges von Indikatoren natürlich auch deren Gewicht mit abbildet. Besonders deutlich wird dies dadurch, dass jeder Einzel-Indikator auf unterschiedliche Weise in mehrere Index-Variablen eingehen kann - eine Form von Redundanz, die hier gar nicht unerwünscht ist, sondern gerade die Lösung des Problems 'Gewichtung' bedeutet.

Dies ermöglicht eine wesentlich differenziertere und auch besser verifizierte Bewertung als es durch die Betrachtung isolierter Merkmale mittels Hasse-Diagramm-Technik oder kaum sinnvoll kalibrierbarer Gewichtsparameter im PROMETHEE-Verfahren möglich ist.

Durch die Einführung der beiden Hierarchie-Ebenen für Indikatoren und den Übergang von **IND** nach **IDX** durch Systemanalyse und Modellierung der kausalen Abhängigkeiten zwischen den Einzelindikatoren (siehe Abb. 3) können diese Probleme besser gelöst werden.

Die Definition der Bewertungskriterien selbst, die dann schließlich als Zeilen in die NAIADE-Impakt-Matrix eingehen werden, erfolgt in der Regel über Schwellenwerte und Normierungen, die den herrschenden Gesetzen bzw. Normen und dem gegenwärtigen Wissensstand über Dosis-Wirkungsbeziehungen Rechnung tragen. Der Wert, der schließlich als Matrixelement verwendet wird, beschreibt den Abstand zum vorgegebenen Schwellenwert nach Implementierung der betreffenden Alternative so, dass vorher zu vereinbarende „optimale“ Werte der 1 und das Erreichen des Schwellenwertes der 0 entsprechen. Das erreicht man auf folgende Weise:

Im allgemeinen Fall besteht ein Index  $I$  aus mehreren Komponenten  $I_k$ ,  $k=1...n$ . Die natürlichen oder best-möglichen, optimalen Werte oder Zustände für eine Komponente  $k$  wird mit  $w_0$  bezeichnet und die schlechtesten realisierbaren Werte oder Zustände entsprechen entweder dem Maximum  $w_1$  oder dem Minimum  $w_2$  und spielen die Rolle des obengenannten Schwellenwertes.

Die Normierung auf  $[0,1]$ , bei der  $w_0$  der 0 und  $w_1$  bzw.  $w_2$  der 1 entspricht, ergibt für den laufenden Wert  $w$  der Index-Komponente  $I_k$  die folgende Berechnungsvorschrift:

$$I_k = (w - w_0)/(w_1 - w_0) \text{ oder } I_k = (w - w_0)/(w_2 - w_0).$$

Im letzten Ausdruck sind beide Klammerausdrücke negativ, ihr Quotient deshalb wieder positiv. Ein weiteres Thema für Systemanalysen ist die Form der Verknüpfung der Einzelkomponenten zum Gesamt-Index  $I$ . Falls dazu keine weiteren Detailkenntnisse ermittelt werden können, wird das arithmetische Mittel der Komponenten-Werte empfohlen:

$$S = \sum I_k \quad k = 1...n \quad I = S / n.$$

Folgende Index-Variablen wurden im vorliegenden Projekt als Grundlage für die Bewertung der Alternativen konzipiert:

- *Trophie-Index T*  
Berücksichtigt wurden Gesamt-Phosphor TP und Gesamt-Stickstoff TN gemäß dem Leistungsspektrum der verfügbaren Modelle.
- *Struktur-Güte-Index M*  
Gewässer-morphologische Parameter wie Sohlgefälle, und –breite, Böschungsneigung, Tiefe, Wasserspiegelbreite und Windungsgrad  
aber auch Durchgängigkeit, Struktur und Bewuchs der Uferlinie etc.
- *Wasser-Bilanz-Index B*  
Pegel- & GW-Stände, GW-Flurabstände
- *Subsistenz-Index S*  
Erwerbsverluste als Maß für Existenzbedingungen landwirtschaftlicher Betriebe
- *Arbeitskräfte-Index AK*  
Bilanz über Arbeitskräftebedarf
- *Kosten-Index*  
Finanzbedarf für bessere Klärtechnologie und Anschlußgrad

#### 4.1 Trophie-Index T

Das Modell TraM berechnet für den Lauf der Havel zwischen Potsdam und der Stadt Brandenburg die Gesamt-Phosphor-Konzentration TP und die Gesamt-Stickstoff-Konzentration TN gemessen in mg / l (siehe TP3).

Die folgende Bewertungstabelle mit Zuordnung englisch-sprachiger Attribute für die berechneten Konzentrationen ist ein wichtiges Ergebnis von TP1:

<i>mg / l</i>	<i>high</i>	<i>good</i>	<i>moderate</i>	<i>poor</i>	<i>bad</i>
<b>TP</b>	0. – 0.085	0.085 – 0.15	0.15 – 0.25	0.25 – 0.5	0.5 – 1.
<b>TN</b>	0. – 1.23	1.23 – 2.17	2.17 – 3.62	3.62 – 7.24	7.24 – 10.

Die Wertebereiche dieser Tabelle werden jeweils auf das Intervall  $[0,1]$  transformiert, so dass die P-Konzentration 1. bzw. N-Konzentration 10. den Indexwerten  $TP = 0.$  und  $TN = 0.$  entsprechen, während die Konzentration 0. in beiden Fällen  $TP = 1.$  bzw.  $TN = 1.$  ergibt.

Nach Anwendung dieser Transformation sowie Aggregation über alle Meßstellen und Zeit (Jahre 2003 – 2015) erhält man für die durch das Modell TraM berechneten Konzentrationen der unterschiedlichen Szenarios die folgenden Werte.

<b>Szenario</b>	<b>TP</b>	<b>TN</b>
<b>A1</b>	0.5375	0.6821
<b>A2</b>	0.5377	0.6848
<b>B1</b>	0.5399	0.6863
<b>B2</b>	0.5396	0.6873
<b>C1</b>	0.5492	0.6848
<b>C22</b>	0.5506	0.6954
<b>C23</b>	0.5545	0.7099
<b>C31</b>	0.5380	0.6848

<b>C32</b>	0.5386	0.6948
<b>D</b>	0.5659	0.7099

Diese Werte können anschließend in die Impakt-Matrix eingetragen werden.

## 4.2 Wasser-Bilanz-Index $B$

Die Grundidee für einen Wasserbilanz-Index ist es, eine integrierende Bewertung im Sinne der Anforderungen unterschiedlicher Landnutzungen und hydrologischer Bedingungen zu ermöglichen. Für letztere wiederum ist entscheidend, wie sensitiv sie von den Management-Aktivitäten der einzelnen Handlungsfelder abhängen, sofern sie in die zu vergleichenden Alternativen Eingang gefunden haben. Zentraler Einzel-Indikator für diese Bewertungen ist der Grundwasserflurabstand GWFA. Der optimale GWFA  $w_0$  ist eine lokale Größe und hängt von der aktuellen örtlichen Landnutzung ab (siehe Ziel-GWFA in TP2). Für die Minima und Maxima  $w_1$  und  $w_2$  werden empirisch plausible Maximalabweichungen vom Optimum in beide Richtungen genutzt. Die räumliche Heterogenität wird jeweils durch einen Satz repräsentativer Stützstellen abgebildet.

Für den Bilanz-Index werden zwei Partial-Indices  $B_1$  und  $B_2$  unterschieden:

- $B_1$  bewertet die räumlich heterogene Wirkung von Wehrsteuerungsmaßnahmen
- $B_2$  bewertet die räumlich heterogene Bewegung des GW-Spiegels in Abhängigkeit von Landnutzungsänderungen und Drainage-Maßnahmen.

### 4.2.1 Partial-Index $B_1$

Die Ableitung der Werte für den Partial-Index  $B_1$  stützt sich auf die Modellrechnungen von ArcEGMO für die szenario-abhängige Abflußdynamik im Fokusgebiet *Hammerfließ*.

Neben den Szenarios  $A1$  und  $B1$  werden folgende 4 Varianten unterschiedlicher Stauhaltung durchgerechnet (TP4):

- Erhöhung des Winterstaus
- Rückbau von Wehren
- Reduziertes Gewässernetz
- Teilzuschüttung von Gräben

Unterschieden werden 5 Stützstellen  $S=(S1, S2, S3, S4, S5)$ .

Den Stützstellen werden zugeordnet: homogene Teilgebiete bzw. Flächenanteile  $F$ , die Optima  $w_0$ , die Maxima  $w_1$ , sowie die Indexkomponenten  $I_k$  für die 6 genannten Szenarios.

Zum Schluß werden für die Szenarios die Index-Komponenten  $I_k$  zum Gesamt-Index  $B_1$  aggregiert.

$$F = (0.007, 0.14, 0.557, 0.166, 0.13)$$

$$w_0 = (0.4, 0.4, 0., 1., 0.)$$

$$w_1 = (3., 4., 13., 4.5, .4)$$

<b>Szenario</b>	<b>Index-Komponenten <math>I_k</math></b>	<b><math>B_1</math></b>
<b>A1</b>	(.0059, .0587, .0356, .011, .039)	.30
<b>B1</b>	(.0055, .0587, .0356, .011, .0325)	.287
<b>C3a</b>	(.0068, .0619, .0444, .0138, .05525)	.364

<b>C3b</b>	(.003, .0459, .0429, .0138, .0553)	.322
<b>C3c</b>	(.0058, .1144, .0473, .0432, 0)	.421
<b>C3d</b>	(.0034, .0459, .0234, .0271, .1008)	.401

Die Werte für  $B_1$  können später in die Impact-Matrix eingetragen werden.

#### 4.2.2 Partial-Index $B_2$

Die Ableitung der Werte für den Partial-Index  $B_2$  stützt sich auf die szenario-abhängige Berechnung der Flüsse zwischen Oberflächengewässer und Grundwasserleiter durch die Modelle WASIM-ETH-I und ModFlow für das Zwischengebiet *Untere Havel*.

Berechnet wurde Index  $B_2$  für die Szenarios  $B_2$ ,  $C_{21}$ ,  $C_{23}$  und  $C_3$ .

Es werden 8 Stützstellen ( $S_1, S_2, S_3, S_4, S_5, S_6, S_7, S_8$ ) unterschieden, denen im Folgenden die Flächenanteile  $F = (0.1, 0.1, 0.1, 0.1, 0.2, 0.2, 0.1, 0.1)$  zuzuordnen sind (TP3). Für jede Stützstelle gibt es szenarioabhängige  $w_0$ - und  $w_1$ -Werte. Das Simulationsintervall umfaßt 13 Jahre mit je drei Werten im Monat.

Die folgende Tabelle enthält die Jahresmittel des Index für alle Szenarien:

<b>Szenario</b>	<b><math>B_2</math> – Jahresmittel (1989 – 2000)</b>							<b><math>B_2</math></b>
<b>B2</b>	.4107	.4718	.4271	.4536	.4283	.4220	.3233	0.426
	.3395	.4046	.4847	.4542	.4498	.4690		
<b>C21</b>	.5835	.3940	.3896	.3999	.3929	.3445	.4780	0.411
	.4831	.3708	.3382	.3435	.4244	.3889		
<b>C23</b>	.4518	.3085	.3052	.2878	.2459	.2623	.3413	0.2902
	.3057	.2391	.2152	.2127	.3151	.2816		
<b>C3</b>	.4846	.3655	.3692	.3699	.2925	.289	.4111	0.295
	.3463	.2485	.1330	.1410	.2204	.1654		

Da wir nur die Gesamtmittelwerte für  $B_2$  weiterverarbeiten werden, geben die Jahresmittel einen Begriff von den möglichen Streuungen.

#### 4.3 Struktur-Güte-Index $M$

Der Strukturgüte-Index stützt sich auf eine in TP3 durchgeführte Teilstudie zu diesem Thema (Hickisch). Dort wird eine numerische Beschreibung der wichtigsten Strukturgüte-Parameter für das Flußgebiet der Nuthe geliefert, aus denen die  $w_0$ - und  $w_1$ -Werte abgeleitet werden können. Diese eignen sich zur Normierung von Komponenten eines Index bzw. Bewertungskriteriums:

- Sohlgefälle:  $w_0 = 0.01$ ;  $w_1 = 0.035$
- Sohlbreite:  $w_0 = 10.0$ ;  $w_2 = 4.0$
- Böschungneigung:  $w_0 = 0.04$ ;  $w_1 = 1$ .
- Tiefe:  $w_0 = 0.3$ ;  $w_1 = 1.0$



- e. Wasserspiegelbreite:  $w_0 = 35.0$ ;  $w_2 = 10.0$
- f. Windungsgrad:  $w_0 = 2.0$ ;  $w_2 = 1.0$
- g. Abschätzung eines Faktors für qualitative morphologische Kennzeichen wie ‚Beweglichkeit‘ (Deckwerke?), Strömungsdiversität & Tiefenvarianz, Durchgängigkeit (Wanderbarrieren?), Varianz der Uferlinie (Struktur) & Bewuchs (Gras, Röhricht, Verbau?), Randstreifen (Breite, Bewuchsdichte), Vorlandgestaltung (Landwirtschaft int/ext/nat, Verwaltung?)  
[ ‚?‘ bedeutet ja/nein]

Die in der Teilstudie angegebenen Werte für die Parameter und daraus errechneten Index-Komponenten a – f ergeben folgenden Ist-Zustand.

**A-Szenario:**

<i>Sohlgefälle</i> = 0.03	$M_1 = 0.2$
<i>Sohlbreite</i> = 8.5	$M_2 = 0.75$
<i>Böschungsneigung</i> = 0.5	$M_3 = 0.52$
<i>Tiefe</i> = 0.8	$M_4 = 0.29$
<i>W-Spiegelbreite</i> = 12	$M_5 = 0.08$
<i>Windungsgrad</i> = 1.01	$M_6 = 0.01$

Der Ist-Zustand entspricht dem A-Szenario, für das wir als arithmetisches Mittel der  $M_i$  einen Indexwert  **$M = 0.308$**  erhalten.

Darüber hinaus wurden von TP3 (A. Hickisch) zwei Szenarien zur schrittweisen Renaturierung der Nuthe definiert, die wir als B- bzw. C-Szenario interpretieren können.

**B-Szenario:**

<i>Sohlgefälle</i> = 0.03	$M_1 = 0.2$
<i>Sohlbreite</i> = 9.	$M_2 = 0.83$
<i>Böschungsneigung</i> = 0.2	$M_3 = 0.83$
<i>Tiefe</i> = 0.7	$M_4 = 0.43$
<i>W-Spiegelbreite</i> = 15	$M_5 = 0.2$
<i>Windungsgrad</i> = 1.2	$M_6 = 0.2$

Die Aggregation ergibt für das B-Szenario einen Index-Wert  **$M = 0.448$**

**C-Szenario:**

<i>Sohlgefälle</i> = 0.025	$M_1 = 0.4$
<i>Sohlbreite</i> = 9.5	$M_2 = 0.92$
<i>Böschungsneigung</i> = 0.1	$M_3 = 0.94$
<i>Tiefe</i> = 0.37	$M_4 = 0.99$
<i>W-Spiegelbreite</i> = 22	$M_5 = 0.48$
<i>Windungsgrad</i> = 1.5	$M_6 = 0.5$

Nach Aggregation ergibt sich für das C-Szenario ein Index-Wert von  **$M = 0.705$**

#### 4.4 Arbeitskräftebilanz-Index AK

Der Index *AK* mißt den Arbeitskräftebedarf in Abhängigkeit der Optionen, die bei den unterschiedlichen Szenarien wirksam werden. Die entsprechenden Berechnungen im TP11 liefern eine prozentuale Veränderung gegenüber dem Arbeitskräftebedarf unter den Bedingungen von Szenario *A1*. Eine Transformation dieser Zahlenwerte projiziert den Wert 0% auf  $AK = 1$ , den zum Szenario *A1* gehörenden Wert von 100% auf  $AK = 0.5$  und  $AK = 1$  entspricht 200%. Dann ergibt sich für die Fokusgebiete und das gesamte Havelgebiet die folgende Tabelle:

<b>Szenario</b>	<b>Rhin</b>	<b>Hammer</b>	<b>Unt.-Havel</b>	<b>Nuthe</b>	<b>Havel ges.</b>
<b>A1</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
<b>A2</b>	0.491	0.487	0.493	0.4805	0.486
<b>B1</b>	0.499	0.491	0.5015	0.492	0.495
<b>B2</b>	0.499	0.4895	0.4995	0.489	0.493
<b>C21</b>	0.481	0.343	0.394	0.4805	0.487
<b>C22</b>	0.481	0.4895	0.3905	0.486	0.4925
<b>C23</b>	0.4705	0.2765	0.2175	0.404	0.4215

Die Werte in der Tabelle können in die Impakt-Matrix eingetragen werden.

#### 4.5 Subsistenz-Index S

Der Index zur Bewertung der Subsistenz-Bedingungen landwirtschaftlicher Betriebe im Havel-Einzugsgebiet wird durch die Erwerbsverluste pro Hektar bestimmt, die durch die Maßnahmen einer Alternativen Handlungsstrategie entstehen würden. Diese beruhen auf Modellrechnungen des TP11, welche die prozentuale Veränderung des Erwerbsniveau gegenüber den gegenwärtigen Bedingungen liefern. Dies bedeutet, daß das Szenario *A1* wieder einem Wert von  $S = 0.5$  entspricht. Die Normierung wird so angesetzt, dass Verluste oder Gewinne von bis zu 500% gegenüber *A1* abgebildet werden können. Es ergibt sich die folgende Tabelle:

<b>Szenario</b>	<b>Rhin</b>	<b>Hammer</b>	<b>Unt.-Havel</b>	<b>Nuthe</b>	<b>Havel ges.</b>
<b>A1</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
<b>A2</b>	0.498	0.457	0.495	0.455	0.480
<b>B1</b>	0.477	0.432	0.476	0.432	0.458
<b>B2</b>	0.477	0.434	0.485	0.430	0.458
<b>C21</b>	0.459	0.344	0.415	0.417	0.449
<b>C22</b>	0.459	0.422	0.413	0.422	0.453

**C23**            0.406            0.315            0.333            0.370            0.411

Diese aggregierten Ergebnisse der Impaktanalysen können danach als Eingangsinformationen für multikriterielle Analysen zum Vergleich der Alternativen.

#### 4.6 Klär-Kosten-Index *K*

Den Werten für diesen Index liegen die durch TP2 geschätzten Kosten für die unterschiedlichen Optionen zugrunde: KABET und KAPEL bzw. KKABET und KKAPEL.

Dabei betrifft KA die zentralen Groß-Kläranlagen und KKA die eher individuell genutzten Kleinkläranlagen. BET bedeutet Umsetzung aller in Brandenburg geplanten Anlagen bzw. Einhaltung der gesetzlichen Bestimmungen und PEL bedeutet in beiden Fällen eine zusätzliche Phosphor-Eliminierung.

In diesem Sinne sind die *A*-Szenarios ohne zusätzliche Optionen, die *B*-Szenarios realisieren KABET und KKABET und das *C1*-Szenario KABET und KKAPEL .

Die folgende Tabelle enthält die Schätzung der Klärkosten für die Szenarien in *EURO* und die davon abgeleiteten Werte für den Index *K*:

<b>Szenario</b>	<b>Kosten</b>	<b>K-Index</b>
<b>A</b>	0.	0.5
<b>B</b>	16 737 910	0.41631
<b>C1</b>	30 311 846	0.34844
<b>D</b>	30 311 846	0.34844

Der Wert  $w_0 = 0$  wird auf  $K = 0.5$  transformiert, weil prinzipiell auch die Einsparung von Klärleistung abbildbar sein soll.

### 5. Multikriterielle Analysen

Die endgültige Auswertung der Ergebnisse von Integrierten Impakt-Analysen erfolgt durch Multikriterielle Analysen (MKA), für die nun alle Voraussetzungen erarbeitet wurden. Ziel von MKA ist es, die unterschiedlichen Alternativen Handlungsstrategien bzw. deren Auswirkungen (Impakts) auf die Dynamik im Untersuchungsgebiet miteinander zu vergleichen und die vorteilhaftesten unter ihnen als Entscheidungsempfehlungen zu identifizieren. Die komprimierteste Form für eine Darstellung dieser Auswirkungen erhält man, wenn man alle Alternativen nach den vereinbarten Kriterien bewertet. Dazu können nun die im letzten Kapitel berechneten Werte für die Index-Variablen genutzt werden, die den Kriterien entsprechen. Man kann diese Werte in einer sog. Impakt-Matrix zusammenstellen, deren Zeilen durch die Alternativen gebildet werden und die Spalten durch die Kriterien.

Diese Matrizen bilden die Eingangsinformation für das Softwaresystems NAIAD (Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments) (MUNDA 1995; MENEGOLO & PEREIRA 1996), das eine computergestützte Verarbeitung gestattet.

Im Folgenden sollen die Simulationsergebnisse mit diesem Instrumentarium auf systematische Weise ausgewertet werden. Die im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) finalen Bewertungsgrößen betreffen die Gewässerqualität. In unserem Kontext wird sie repräsentiert durch die Nährstoffkonzentrationen *TP* und *TN*. Diese werden durch die

unterschiedlichen Handlungsoptionen der zu vergleichenden Strategien beeinflusst, von deren Intensität auch die übrigen Kriterien unterschiedlich stark abhängig sind. Eine besonders transparente Darstellung der Ergebnisse erhält man also, wenn man eine Kaskade von Impaktmatrizen *have10* bis *have15* studiert, die mit *TP* und *TN* beginnt und sukzessive weitere Kriterien hinzufügt, deren spezifische Wirkung dann an den schrittweisen Veränderungen der Ergebnisstrukturen abgelesen werden kann.

Wir beginnen also mit der folgenden Impakt-Matrix *have10* (*TP, TN*):

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900

Abb. 4: Impakt-Matrix für *have10* (*TP, TN*)

NAIADE leitet daraus zwei Rangfolgen ab:  $\Phi^+$  entspricht einer Optimierung zur Identifikation der besten Alternative,  $\Phi^-$  entspricht einer Pessimierung zur Identifikation der am wenigsten schlechten bzw. schädlichen Alternative, ein Ergebnis das sich zur Katastrophenprävention eignet. Die beiden Rangfolgen müssen natürlich nicht übereinstimmen, weil sie anderenfalls redundant wären. Davon ist gerade dieses Beispiel besonders weit entfernt. Deshalb liefert der sogenannte *Intersection Rank*, der eine Überlagerung der beiden Rangfolgen darstellt, keine lineare Ordnung mehr.

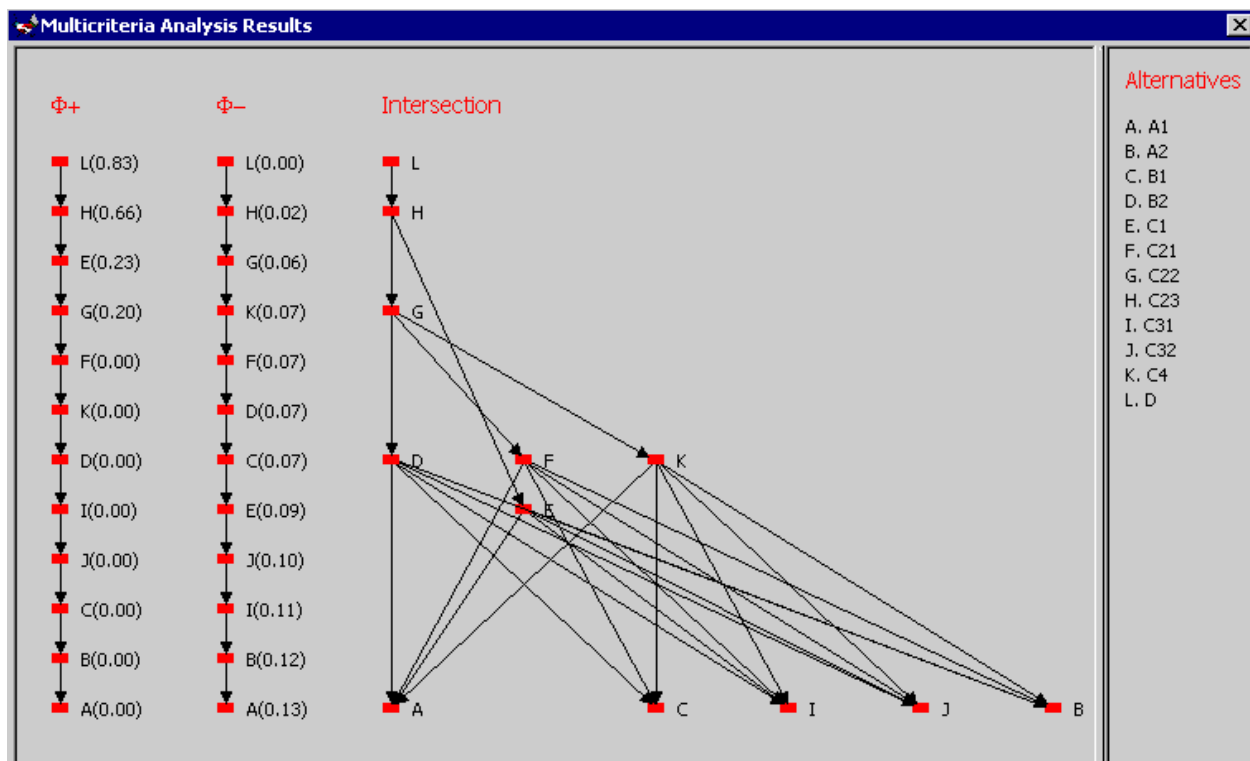


Abb. 5: Rangfolgen für *have10* (*TP, TN*)

Das Ergebnis liefert die erwartete Sequenz *D-C-B-A*.

Daneben sind die Unterschiede – nach Konstruktion insbesondere die zwischen diversen C-Szenarios - so gering, daß es wenig Sinn ergibt, hier weitere Relationen ablesen und interpretieren zu wollen.

Im nächsten Schritt *havel1* (*TP, TN, S, AK*) bringen wir die Sozioökonomie ins Spiel, indem wir die potentiellen Erwerbsverluste und die Veränderungen im Arbeitskräftepotential als Bewertungskriterien mit berücksichtigen:

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Erwerbsverlust	0.500000	0.480000	0.458000	0.458000	0.458000	0.449000	0.453000	0.411000	0.458000	0.458000	0.458000	0.411000
Arbeitskräftebilanz	0.500000	0.486000	0.495000	0.493000	0.493000	0.487000	0.492500	0.421500	0.493000	0.493000	0.493000	0.421500

Abb. 6: Impact-Matrix für *havel1* (*TP, TN, S, AK*)

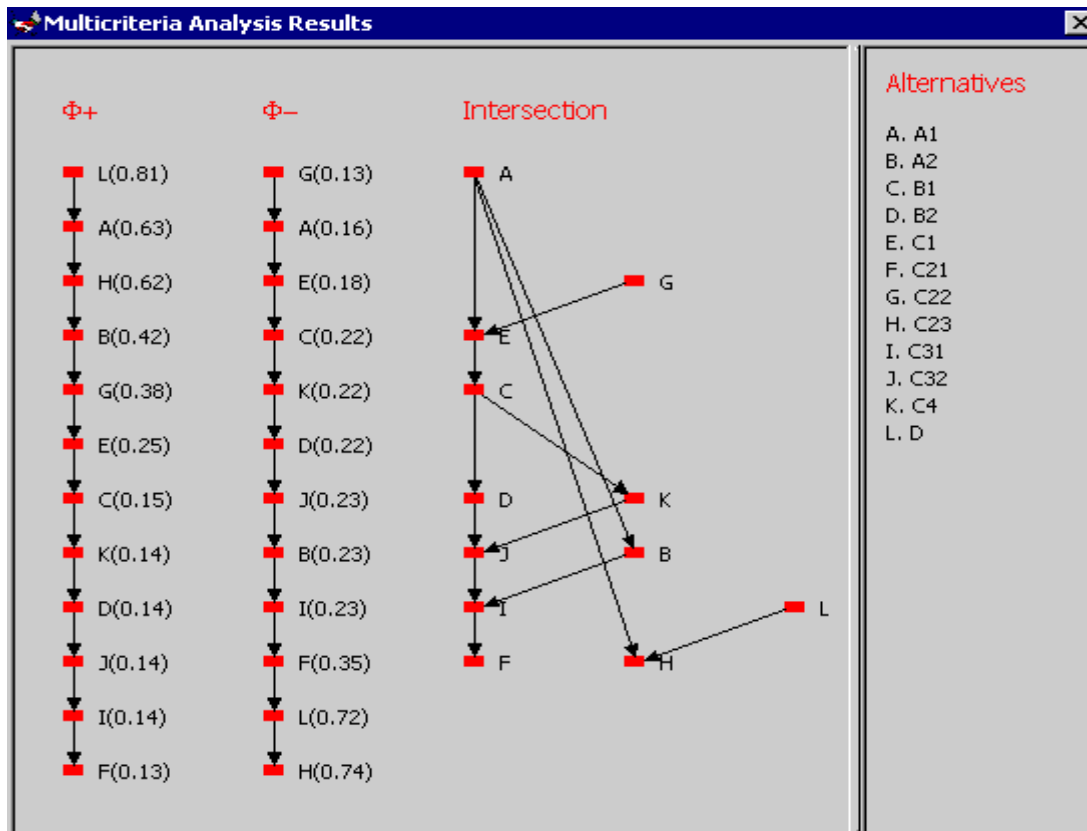


Abb. 7: Rangfolgen für *havel1* (*TP, TN, S, AK*)

Da die hier einbezogenen ökonomischen Kriterien zur Rangfolge der Wassergüte gerade gegenläufig wirken, zeigt sich Mehrdeutigkeit schon im Spitzenrang, d.h. den Alternativen ohne echten Vorgänger: *A1, C22, D*. Die Reihenfolge entspricht der relative Höhe und drückt aus, dass die Unterschiede für die ökonomischen Kriterien wesentlich deutlicher sind als die der Nährstoffkonzentrationen. Unter den C-Szenarios bilden die C3-Varianten den Schluß.

Nun fügen wir für *havel2(TP, TN, S, AK, B<sub>1</sub>)* das erste Wasser-Bilanzkriterium hinzu:

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Wasser-Bilanz1	0.300000	0.300000	0.287000	0.287000	0.287000	0.322000	0.322000	0.364000	0.364000	0.364000	0.287000	0.421000
Erwerbsverlust	0.500000	0.480000	0.458000	0.458000	0.458000	0.449000	0.453000	0.411000	0.458000	0.458000	0.458000	0.411000
Arbeitskräftebilanz	0.500000	0.486000	0.495000	0.493000	0.493000	0.487000	0.492500	0.421500	0.493000	0.493000	0.493000	0.421500

Abb. 8: Impact-Matrix für *havel2 (TP, TN, S, AK, B<sub>1</sub>)*

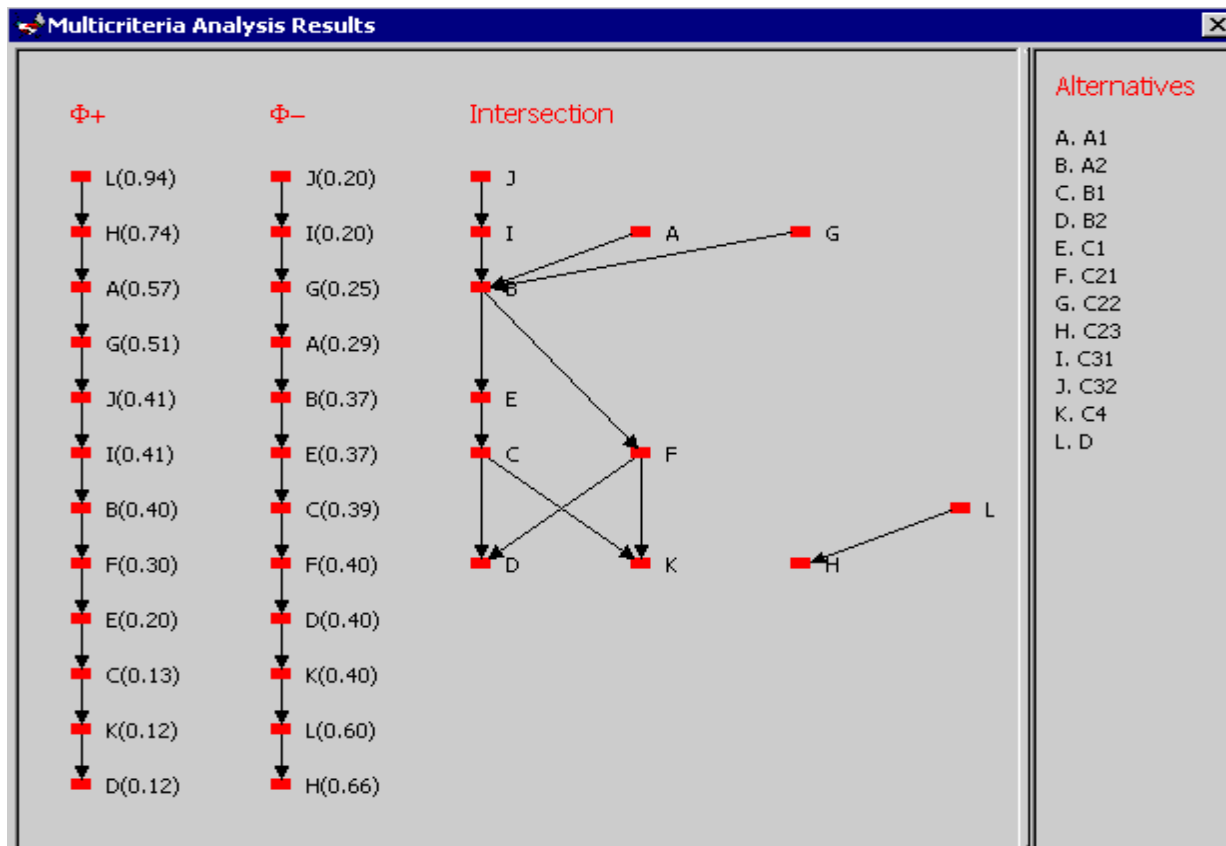


Abb. 9: Rangfolgen für *havel2 (TP, TN, S, AK, B<sub>1</sub>)*

Die Berücksichtigung des ersten Wasserbilanzkriteriums begünstigt eindeutig die C3-Szenarios, die bei allen anderen Szenarios immer schlechter wegkommen. Die Unvereinbarkeit von Optimierung und Pessimierung wird noch drastischer, so dass sogar der Zusammenhang des ganzen Graphen verlorengeht: *D-C23* bilden eine abgetrennte Komponente. Wegen der zahlenmäßig geringen Unterschiede ist hier zu empfehlen, nur die Rangfolge zur Optimierung – oder ggf. auch die der Pessimierung zu betrachten.

Für *havel3* (*TP, TN, S, AK, B1, B2*) wird auch noch das zweite Wasser-Bilanzkriterium einbezogen:

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Wasser-Bilanz1	0.300000	0.300000	0.287000	0.287000	0.287000	0.322000	0.322000	0.364000	0.364000	0.364000	0.287000	0.421000
Wasser-Bilanz2	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.411000	0.411000	0.290200	0.295000	0.295000	0.426000	0.411000
Erwerbsverlust	0.500000	0.480000	0.458000	0.458000	0.458000	0.449000	0.453000	0.411000	0.458000	0.458000	0.458000	0.411000
Arbeitskräftebilanz	0.500000	0.486000	0.495000	0.493000	0.493000	0.487000	0.492500	0.421500	0.493000	0.493000	0.493000	0.421500

Abb. 10: Impakt-Matrix für *havel3* (*TP, TN, S, AK, B1, B2*)

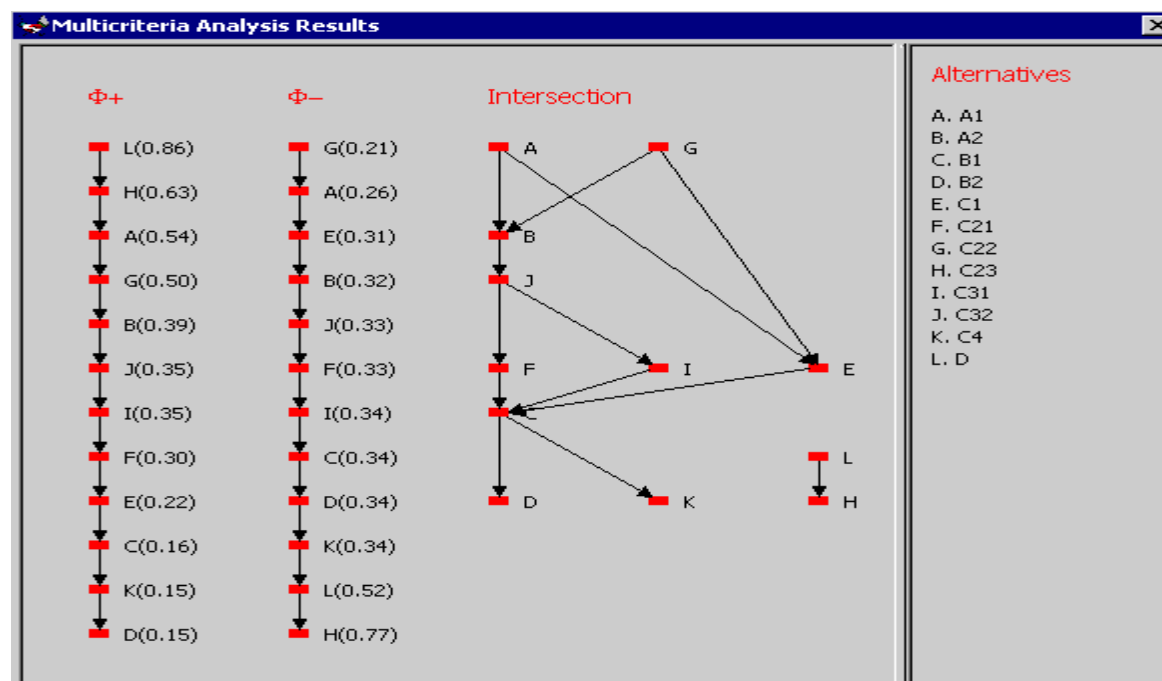


Abb.11: Rangfolgen für *havel3* (*TP, TN, S, AK, B1, B2*)

Mit  $B_2$  bleiben die Abtrennung einer Komponente  $D-C23$  und die drei Spitzenränge auch hier noch prinzipiell erhalten. Die  $C3$ -Szenarios fallen hingegen nun wieder zurück, so dass die  $A$ -Szenarios noch deutlicher oben erscheinen.

Der Schritt zu *havel4* ( $TP, TN, S, AK, B_1, B_2, M$ ) bezieht jetzt auch die Gewässer-Strukturgüte mit ein:

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Wasser-Bilanz1	0.300000	0.300000	0.287000	0.287000	0.287000	0.322000	0.322000	0.364000	0.364000	0.364000	0.287000	0.421000
Wasser-Bilanz2	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.411000	0.411000	0.290200	0.295000	0.295000	0.426000	0.411000
Strukturgüte	0.308000	0.308000	0.448000	0.448000	0.705000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.705000	0.705000
Erwerbsverlust	0.500000	0.480000	0.458000	0.458000	0.458000	0.449000	0.453000	0.411000	0.458000	0.458000	0.458000	0.411000
Arbeitskräftebilanz	0.500000	0.486000	0.495000	0.493000	0.493000	0.487000	0.492500	0.421500	0.493000	0.493000	0.493000	0.421500

Abb. 12: Impakt-Matrix für *havel4* ( $TP, TN, S, AK, B_1, B_2, M$ )

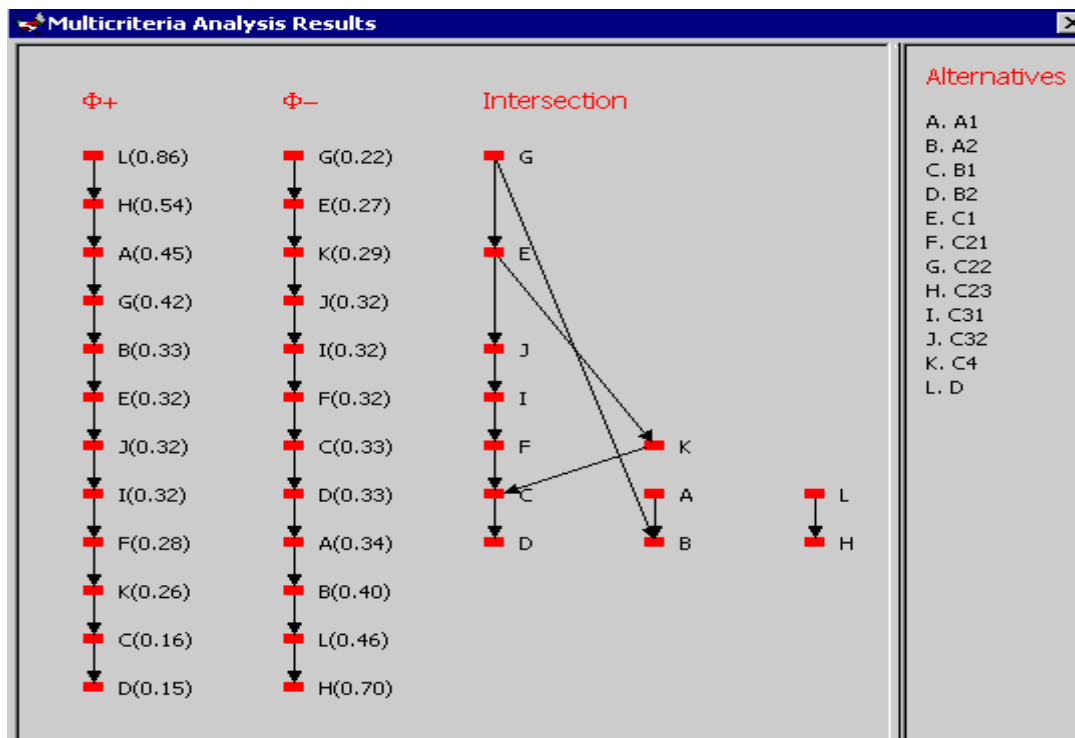


Abb.13: Rangfolgen für *havel4* ( $TP, TN, S, AK, B_1, B_2, M$ )



Die klaren Verhältnisse des Strukturgütekriteriums stärken eindeutig die ökologisch orientierten Prioritäten. Die ökonomischen Bewertungen werden so wirksam kompensiert, dass sogar die A- und B-Szenarios wieder an den Schluß verschoben werden.

Den Abschluß der Kaskade bildet der komplette Satz aller definierten Kriterien:

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538000	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Wasser-Bilanz1	0.300000	0.300000	0.287000	0.287000	0.287000	0.322000	0.322000	0.364000	0.364000	0.364000	0.287000	0.421000
Wasser-Bilanz2	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.411000	0.411000	0.290200	0.295000	0.295000	0.426000	0.411000
Klärinvestitionen	0.500000	0.500000	0.416310	0.416310	0.348440	0.416310	0.416310	0.416310	0.416310	0.416310	0.416310	0.348440
Strukturgüte	0.308000	0.308000	0.448000	0.448000	0.705000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.705000	0.705000
Erwerbsverlust	0.500000	0.480000	0.458000	0.458000	0.458000	0.449000	0.453000	0.411000	0.458000	0.458000	0.458000	0.411000
Arbeitskräftebilanz	0.500000	0.486000	0.495000	0.493000	0.493000	0.487000	0.492500	0.421500	0.493000	0.493000	0.493000	0.421500

Abb. 14: Impact-Matrix für *havel5* (TP, TN, S, AK, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, M, K)

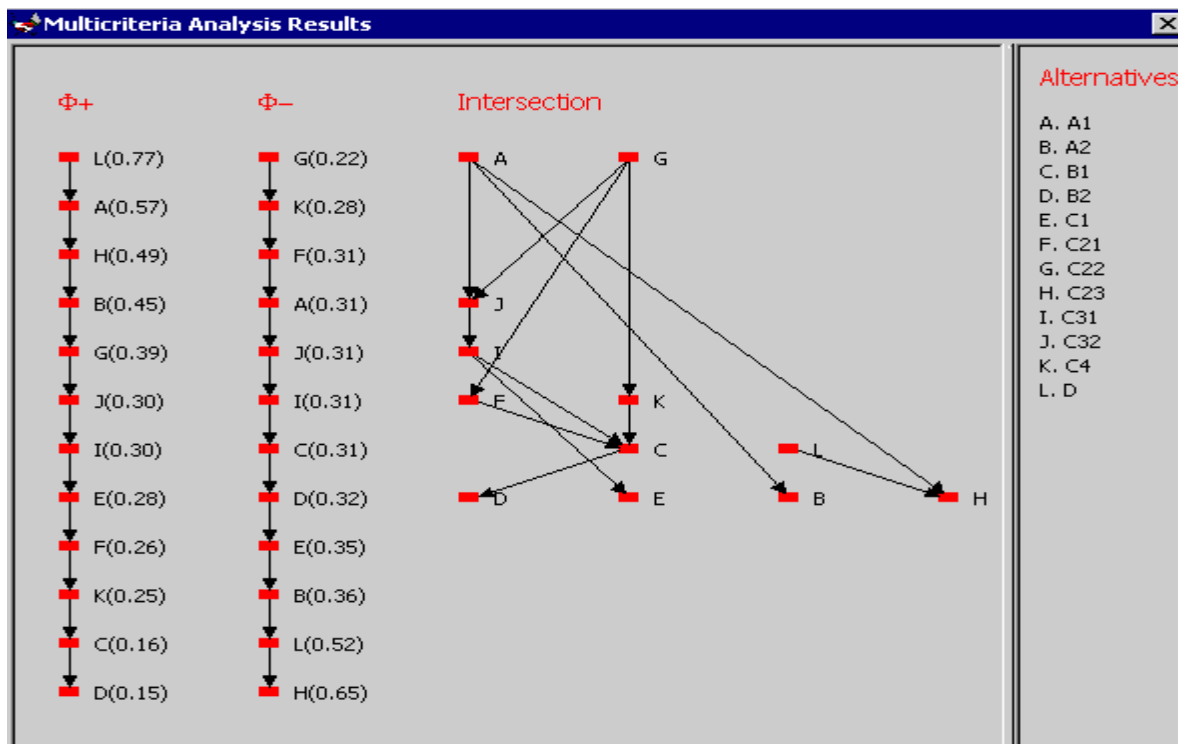


Abb. 15: Rangfolgen für *havel5* (TP, TN, S, AK, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, M, K)

Die Berücksichtigung der Kosten für verbesserte Klärwerksleistungen stärken nun wieder die ökonomische Komponente der Bewertung. Vor allem wird nun die Distanz zwischen A- und B-Szenarios wesentlich signifikanter. Der Zusammenhang des Graphen wird erstaunlicherweise wieder hergestellt, weil A1 (für das keine zusätzlichen Klärkosten veranschlagt wurden) jetzt beide Komponenten dominiert.

In einer kürzeren zweiten Kaskade ab *TP-TN* beschränken wir uns auf die naturräumlich relevanten Kriterien und ergänzen für *havel6* (*TP, TN, M*) zunächst die Strukturgüte:

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Strukturgüte	0.308000	0.308000	0.448000	0.448000	0.705000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.705000	0.705000

Abb. 16: Impakt-Matrix für *havel6* (*TP, TN, M*)

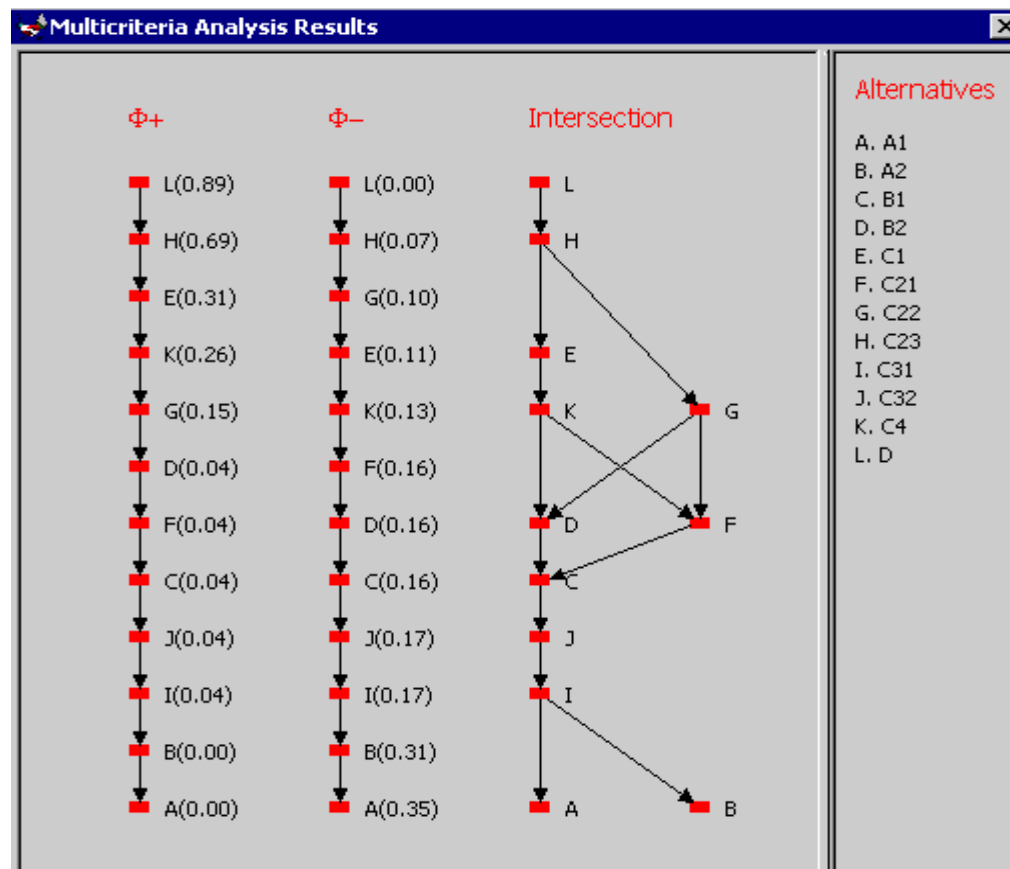


Abb. 17: Rangfolgen für *havel6* (*TP, TN, M*)

Die Sequenz *D-C-B-A* findet bei dieser Bewertung ohne die sozioökonomischen Kriterien ihre klarste Ausprägung. Die große Bandbreite der *C*-Szenarios bewirkt aber, dass die *C3*-Varianten als deren schwächste Vertreter sich zwar noch besser als die *A*-, aber bereits schlechter als die *B*-Szenarios erweisen.

Die nächste Stufe *havel7* (*TP, TN, M, B<sub>1</sub>*) bezieht das erste Wasser-Bilanzkriterium ein:

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Wasser-Bilanz1	0.300000	0.300000	0.287000	0.287000	0.287000	0.322000	0.322000	0.364000	0.364000	0.364000	0.287000	0.421000
Strukturgröße	0.308000	0.308000	0.448000	0.448000	0.705000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.705000	0.705000

Abb. 18: Impact-Matrix für *havel7* (*TP, TN, M, B<sub>1</sub>*)

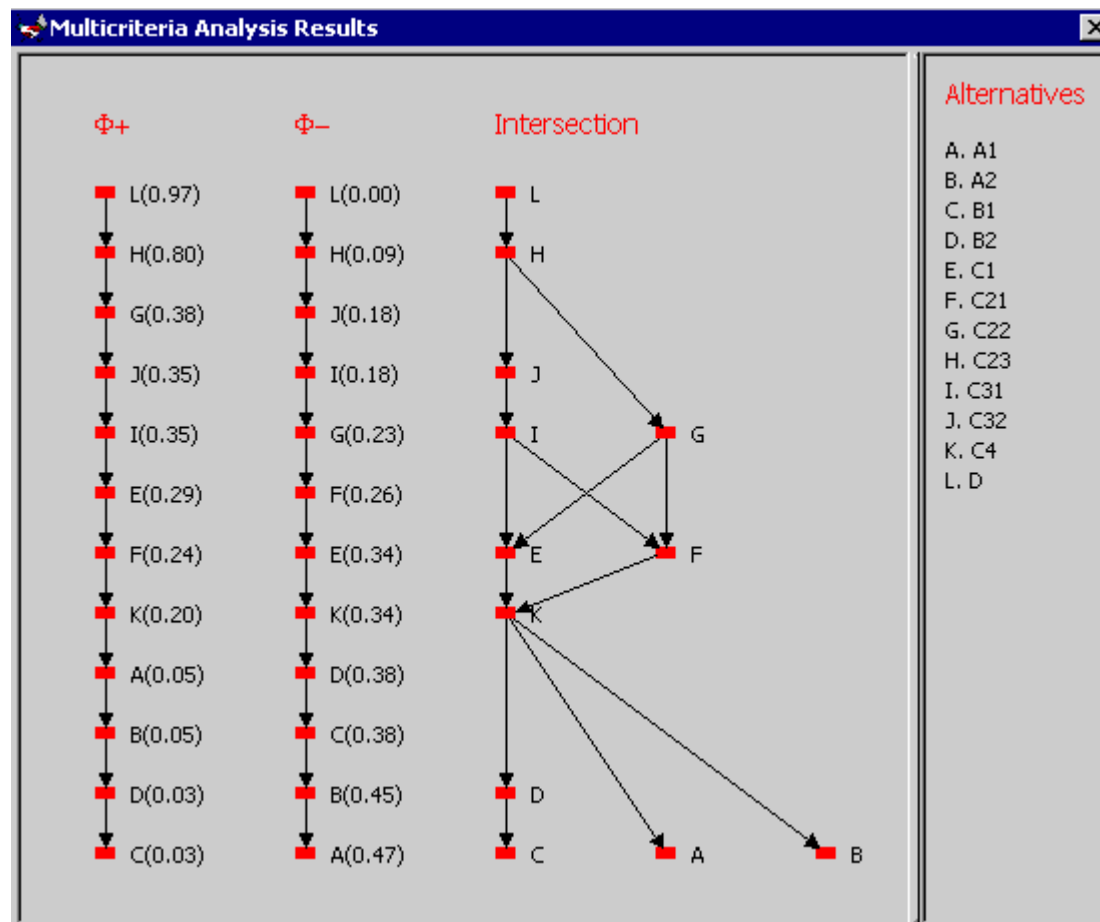


Abb. 19: Rangfolgen für *havel7* (*TP, TN, M, B<sub>1</sub>*)

Das  $B_7$ -Kriterium bewirkt noch eindeutiger als erwartet, dass die C3-Szenarios aufgewertet werden und nun wieder eindeutig auch vor den B-Szenarien liegen.

Criteria \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
TP	0.537500	0.537700	0.539900	0.539600	0.549200	0.539600	0.550600	0.554500	0.538100	0.538600	0.539600	0.565900
TN	0.682100	0.684800	0.686300	0.687300	0.684800	0.687300	0.695400	0.709900	0.684800	0.684600	0.687300	0.709900
Wasser-Bilanz1	0.300000	0.300000	0.287000	0.287000	0.287000	0.322000	0.322000	0.364000	0.364000	0.364000	0.287000	0.421000
Wasser-Bilanz2	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.426000	0.411000	0.411000	0.290200	0.295000	0.295000	0.426000	0.411000
Strukturgüte	0.308000	0.308000	0.448000	0.448000	0.705000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.448000	0.705000	0.705000

Abb. 20: Impact-Matrix für *havel8* (TP, TN, M, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>)

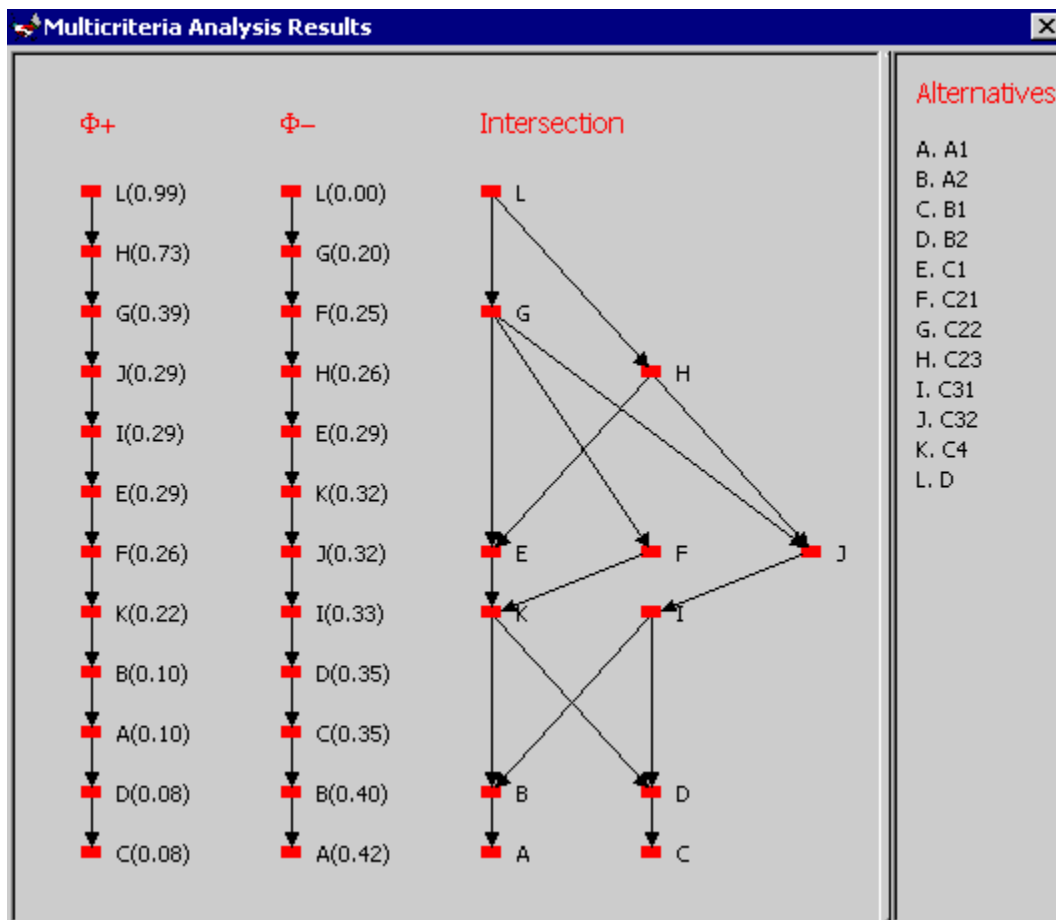


Abb. 21: Rangfolgen für *havel8* (TP, TN, M, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>)

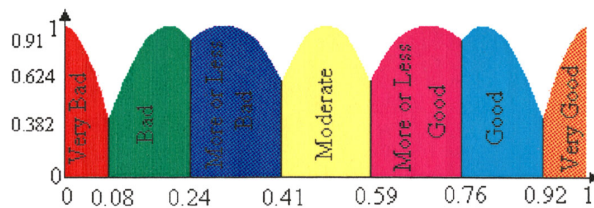
Mit beiden Wasserbilanz-Kriterien bleibt die alleinige deutliche Dominanz des *D*-Szenarios erhalten und es ergeben sich eindeutige Verhältnisse *D-C-B-A*. Außerdem zeigt sich hier, wie das gegenseitige Verhältnis der unterschiedlichen C-Szenarios ohne sozioökonomische Kriterien bewertet wird, nämlich eine relative Dominanz der *C2*-Varianten. Der Vergleich mit *have/5* verdeutlicht besonders, dass durch Hinzuziehen der sozioökonomischen Kriterien die *C2*-Varianten sehr differenziert bewertet werden, und dass *A1* (business as usual) vorgezogen werden muß, weil die ökologisch relevanten Maßnahmen entweder zu viel kosten oder nicht wirkungsvoll genug sind.

## 6. Equity-Analysen

Um die Ergebnisse der zweiten Akteursbefragung durch das TP9 auszuwerten, nutzen wir die zweite Funktion des Softwaresystems NAIADe, die Equity-Analyse (EQA). Insbesondere müssen die individuellen Prioritätensetzungen der Akteure (Stakeholder) für die zu vergleichenden Alternativen Handlungsstrategien ausgewertet werden, um deren Konfliktpotentiale bzw. Koalitionsmöglichkeiten auszuloten und die Suche nach Kompromissen zu unterstützen.

Die Befragung ergab u.a. eine verbale Bonitur der einzelnen Alternativen durch die Stakeholder, die in die intrinsische fuzzy-linguistische Bewertungsskala von NAIADe übersetzt wurde.

Die als Matrix-Elemente für die Stakeholder-Bewertungen zu nutzenden linguistischen Variablen – *Perfect*, *Very Good*, *Good*, *More or Less Good*, *Moderate*, *More or Less Bad*, *Bad*, *Very Bad*, *Extremely Bad* -- sind durch Fuzzy-Mengen innerhalb von  $Q = ((x,y); 0 < x,y < 1)$  definiert. Die beiden Extreme (*Perfect*, *Extremely Bad*) dieser intrinsischen Skala entsprechen den Rändern mit  $x = 1$  bzw.  $x = 0$ , während die Begrenzungskonturen über der *x*-Achse für alle anderen Mengen Normalverteilungsdichten abbilden, die durch 2 oder 3 Parabel-Äste approximiert werden:



**Abb. 22: Fuzzy-Definition der linguistischen Variablen für die Equity-Analyse in NAIADe**

Dabei markieren  $0; 0,08; 0,24; 0,41; 0,59; 0,76; 0,92; 1$  die Punkte auf der *x*-Achse, ab denen sich zwei benachbarte Mengen gemäß ihrem Fuzzy-Charakter überlappen.

Es werden hier für alle Alternativen  $a = A1 \dots D$  semantische Distanzen  $S_a(i,j)$  zwischen den Bewertungen durch die Interessengruppen  $i$  und  $j$  als Doppelintegral berechnet und zu Minkowski-Distanzen  $d_{ij}$  über alle  $N$  Alternativen aggregiert ( $p$  ist dabei ein in unterschiedlichen Szenarien manipulierbarer und variierbarer Parameter):

$$d_{ij} = \sqrt[p]{\sum_{a=1}^N (S_a(i,j))^p}$$

Daraus werden schließlich die Element  $s_{ij}$  einer symmetrischen Ähnlichkeitsmatrix gebildet mit

$$s_{ij} = 1 / (1 + d_{ij}).$$

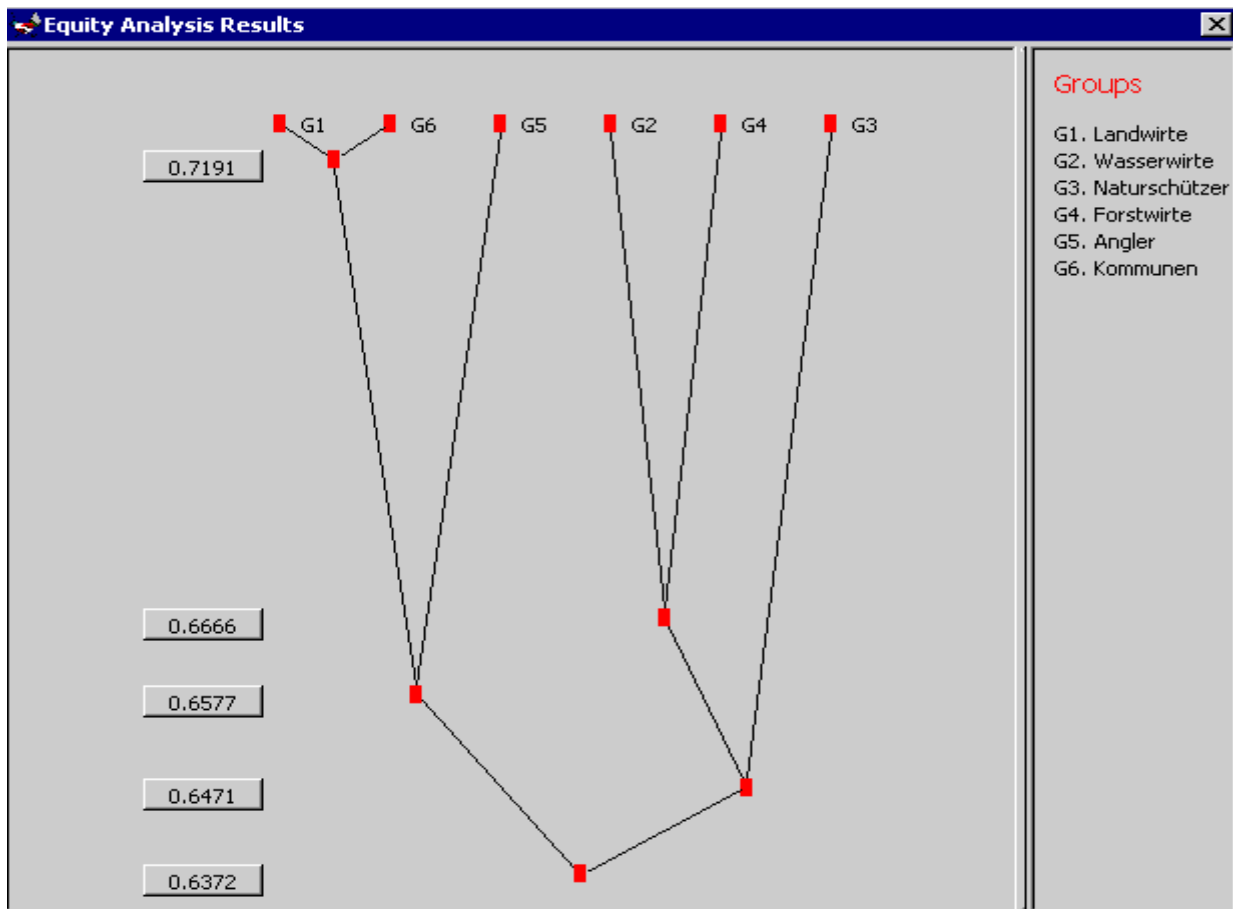
Diese Matrix wird vom System zu einem skalierten Koalitionsdendrogramm verarbeitet, an dem der relative Grad von Konsens oder Dissens zwischen Interessengruppen ablesbar ist.

Die Übersetzung der Akteursbewertungen für das *Gesamtgebiet Havel* in diese Skala ergibt folgende Equity-Matrix:

Groups \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
Landwirte	More or Less Bad	More or Less Bad	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	More or Less
Wasserwirte	Bad	Bad	Moderate	Moderate	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	Bad
Naturschützer	Bad	Bad	Moderate	Moderate	More or Less G...	Good	Good	Good	Good	Good	Good	Good
Forstwirte	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	Moderate
Angler	Moderate	Moderate	Good	Good	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	More or Less
Kommunen	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	More or Less

**Abb. 22: Equity-Matrix für Gesamtgebiet Havel**

Diese Matrix verarbeitet NAIADe zu einem interpretierbaren skalierten Koalitionsdendrogramm:



**Abb. 23: Koalitionsdendrogramm für Gesamtgebiet Havel**

Es ergibt sich eine deutliche Teilung in zwei Gruppen – eine naturnahe mit Wasserwirten, Forstwirten und Naturschutz und eine mit Gewicht auf kommerzieller Nutzung : Landwirte, Kommunen, Fischer / Angler.

Besonders nahe sind sich Landwirte und Kommunen, die am ehesten eine gemeinsame Bewertung finden können. Die nächsten Kandidaten dafür sind Wasser- und Forstwirte, während die Naturschützer sich erwartungsgemäß am deutlichsten von den Kommerziellen abgrenzen.

Weitere auswertbare Befragungsergebnisse liegen für das *Fokusgebiet Döllnitz / Kl. Rhin* vor. Ihre Übersetzung in die Fuzzy-Skala ergibt folgende Equity-Matrix:

Groups \ Alternatives	A1	A2	B1	B2	C1	C21	C22	C23	C31	C32	C4	D
Landwirte	More or Less G...	More or Less G...	Moderate	Moderate	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	Bad
Wasserwirte	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less G...	More or Less G...	Good	Good	Good	Good	Good	Good	Good	Good
Naturschützer	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less G...	More or Less G...	Good	Good	Good	Good	Good	Good	Good	More or Less
Forstwirte	More or Less Bad	More or Less Bad	Moderate	Moderate	Good	Good	Good	Good	Good	Good	Good	Good
Fischer/Angler	Moderate	Moderate	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less
Kommunen	Good	More or Less G...	More or Less G...	More or Less G...	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	More or Less Bad	Bad

Abb. 24: Equity-Matrix für *Fokusgebiet Döllnitz / Kl. Rhin*

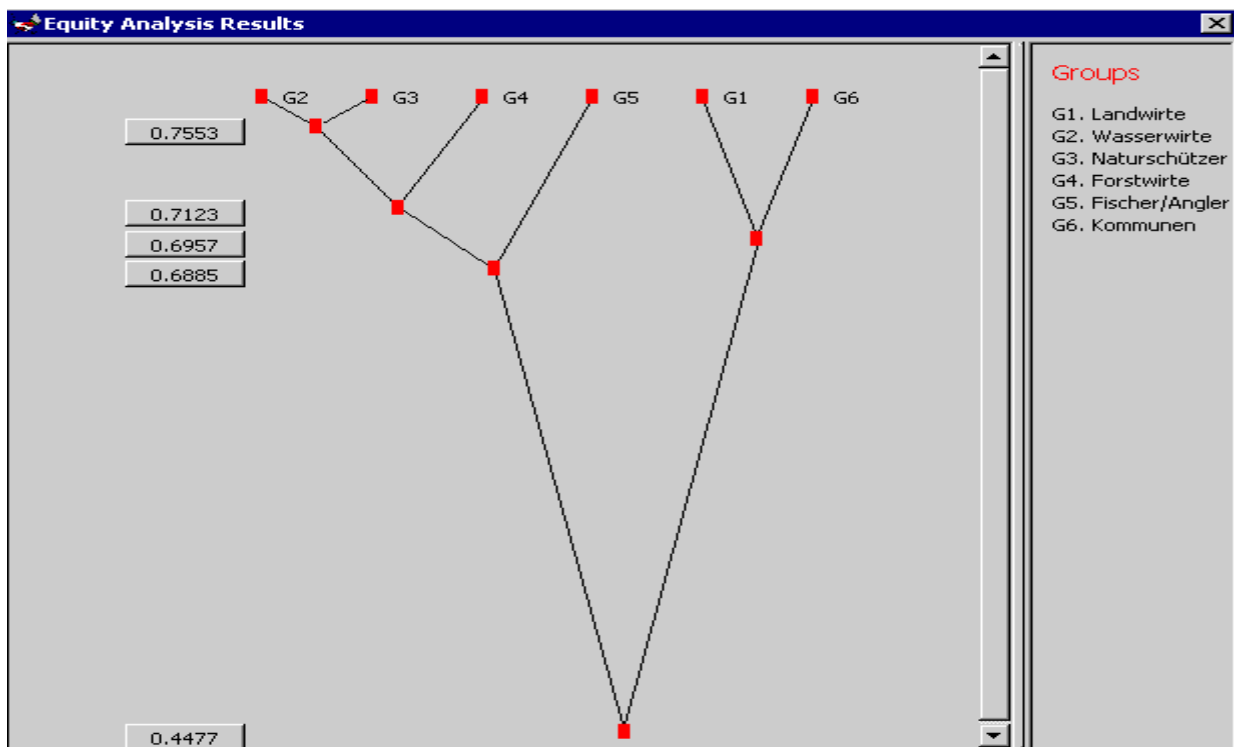


Abb. 25: Koalitionsdendrogramm für *Fokusgebiet Döllnitz / Kl. Rhin*

Gegenüber *Gesamthavel* findet hier eine Verschiebung in Richtung naturnäher statt. Dadurch wechseln die Fischer und Angler von der kommerziellen Gruppe zur naturnahen. Und dort sind die Wasserwirte schon ganz nahe bei den Naturschützern. Sie müßten sogar aufgefordert werden, mit ihnen eine gemeinsame Bewertung zu finden. Danach gilt das auch wieder für die Landwirte und Kommunen im Hinblick auf ihre gemeinsame kommerziell orientierte Bewertung.

Die abgeleiteten Koalitionsdiagramme bilden die Grundlage für weitere Interpretationen und Auswertungen:

Die Verzweigungspunkte sind skaliert und markieren den Beginn von Divergenz. Im vorliegenden Falle herrschen schon ca. 64 % bzw. 45 % Übereinstimmung, während für den Rest (schrittweise) Kompromisse gefunden werden müssen. Dies wird erleichtert durch die abgebildete Struktur und durch die Möglichkeit zur iterativen Anwendung der Equity-Analyse. Es kann nun folgender Algorithmus ablaufen:

- Zunächst wird nach Koalitionen gesucht, in denen sich die Interessengruppen nur noch wenig unterscheiden (für das *Gesamtgebiet Havel* z.B. Landwirte und Kommunen). Diese werden in Klausur gebeten, um die nur geringen Unterschiede durch einen Verhandlungskompromiss in Form einer gemeinsamen Bewertung zu überbrücken.
- Diese gemeinsame Bewertung bildet jetzt eine Zeile der Matrix anstelle von zwei oder mehreren anderen Zeilen, die nun nicht mehr benötigt werden und entfallen.
- Anschließend führen wir für die neue Matrix geringerer Dimension wieder eine computergestützte Equity-Analyse durch und erhalten ein neues Dendrogramm.

Diese drei Schritte werden iterativ (für die Koalitionen, die Koalitionen von Koalitionen usw.) so lange wiederholt, bis die Matrix schließlich nur noch aus einer Zeile besteht. Der so gefundene Kompromiss entspricht ebenfalls einer Rangfolge für die Alternativen.

## 7. Ausblick

Durch die Fokussierung der Integrationsschritte auf die Multikriterielle Analyse (MKA) einerseits und die Equity-Analyse (EQA) andererseits – beide computergestützt durch das Softwaresystem NAIADE - werden im Ergebnis zwei in der Regel unterschiedliche Rangfolgen für die zu vergleichenden Alternativen Handlungsstrategien erarbeitet.

Die *optimale Rangfolge* ist eine Lösung, die auf objektiven Informationen beruht und mit wissenschaftlichdisziplinären und interdisziplinären Methoden erzielt wurde.

Die *Kompromiss-Rangfolge* repräsentiert eine Lösung, die auf subjektiven Informationen (Interessen und Vorlieben) beruht und mit transdisziplinären Methoden abgeleitet wurde.

Beide zusammen bilden die Quintessenz des gegenwärtigen Systemwissens, das zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen eingesetzt werden kann. Ihr singulärer, handlicher Charakter ist deshalb erwünscht und beabsichtigt. Er soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die ganze Komplexität des studierten Systems auf dem Wege der Ableitung dieser Rangfolgen transparent gemacht wurde, dass eine konsistente Wissensbasis erarbeitet wurde, dass bei Bedarf auf weitere Details innerhalb dieses geordneten Ablaufes jederzeit wieder zurückgegriffen, und dass der ganze Prozess unter modifizierten Bedingungen wiederholt werden kann. Als Limitierung erscheint somit weniger die Methode als die zu ihrer Anwendung notwendigen Ressourcen.



## 8. Literatur

BRANS J.P., B. MARESCHAL, Ph. VINCKE (1986): How to select and how to rank projects. The PROMETHEE method. *European Journal of Operational Research* 24, 228-238.

COHEN, S.J. (Ed.) (1997): Mackenzie Basin Impact Study, Final Report. Environment Canada: Downsview, Ontario, Canada.

FIALA, P. & J. FABRY (1993): SYMCA - System for Multicriteria Analysis. *Central European Journal for Operations Research and Economics*, Volume 2, Number 2. PROFIS: Bratislava, 177-183.

GERSTENGARBE F.-W. & P.C. WERNER (2003) Entwicklung von Klimaszenarien bis 2050 für ausgewählte Einzugsgebiete in Deutschland, Bericht zum GLOWA-Elbe-Projekt. Potsdam.

GUPTA M.M., G.N. SARIDIS, B.R. GAINES (eds) (1977) *Fuzzy Automata and Decision Processes*. North Holland, Amsterdam.

MENEGOLO, L. & A. PEREIRA (1996): NAIADÉ - Manual and Tutorial. EC - Joint Research Centre, Ispra, Italy.

MESSNER, F., V. WENZEL, A. BECKER, F. WECHSUNG (2005): Der integrative methodische Ansatz von GLOWA-Elbe.

In: WECHSUNG, F., A. BECKER, P. GRÄFE (2005). Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. PIK-Report Nr. 95, Potsdam.

MUNDA, G. (1995): *Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment. Theory and Applications in Ecological Economics*. Physica-Verlag: Berlin.

O'CONNOR, M. (Ed.) (2000): *Social Processes of Environmental Valuation*. *Ecological Economics*, Vol. 34, No. 2, Special Issue.

SIMON, S. & P. EKINS (2000): *Making Sustainability Operational: Critical Natural Capital and the Implications of a Strong Sustainability Criterion (CRITINC)*. (Working papers for project results)

WEIGERT B. & C. STEINBERG (2001): *Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft. Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung*. Schriftenreihe Wasserforschung 7, Wasserforschung e.V., Berlin.

WECHSUNG, F., A. BECKER, P. GRÄFE (2005): *Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet*. PIK-Report Nr. 95, Potsdam.

WENZEL V. (1999): Ein integrativer Algorithmus zur Unterstützung regionaler Landnutzungsentscheidungen. In: Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. und Rohde, M. (Hrsg.): "Fluß Einzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie". UFZ-Ergebnisbericht Nr. 30, Leipzig, 75-86.

WENZEL, V. (2001): Integrated assessment and multicriteria analysis. Physics and Chemistry of the Earth. Part B, 26/7-8, pp 541-545.

WENZEL, V. (2001a): Nachhaltigkeitsstudien und NAIAD: Entscheidungshilfe und Konfliktanalyse. Schriftenreihe Wasserforschung Band 7, 241-256.

WENZEL V., R. EIDNER, W. FINKE, R. OPPERMANN, C. RACHIMOW (2002): Integrated water resources management in terms of quantity and quality in the Berlin region under the conditions of global change. Water Resources and Environmental Research, ICWRER 2002, Dresden.

WENZEL V. (2003): Solving urban regional water household and quality problems under Global change. IUGG2003, State of the Planet. Abstracts Week B, Sapporo (Japan), June 30 – July 11, 2003.

WENZEL, V. (2005). Integrierende Studien zum Berliner Wasserhaushalt. In: WECHSUNG, F., A. BECKER, P. GRÄFE (2005). Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. PIK-Report Nr. 95, Potsdam.

WENZEL, V. (2005a): Der Integrative Methodische Ansatz im stringenten Sprachkalkül. In: WECHSUNG, F., A. BECKER, P. GRÄFE (2005). Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. PIK-Report Nr. 95, Potsdam.