

Übersichtsbeiträge

Nachhaltige Entwicklung von Managementstrategien Multikriterielle Bewertungs- und Entscheidungshilfe-Instrumente

Stefan Pudenz¹, Rainer Brüggemann², Kristina Voigt³ und Gerhard Welzl³

¹ Criterion – Bewertung und Informationsmanagement, Mariannenstr. 33, D-10999 Berlin

² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Ökohydrologie, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin

³ GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Biomathematik und Biometrie, Ingolstädter Landstr. 1, D-85759 Neuherberg

Korrespondenzautor: Dr. Stefan Pudenz; email: stefan.pudenz@criteri-on.de

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2002.02.005>

Zusammenfassung. Zur Unterstützung von Bewertungs- und Entscheidungsprozessen über die Nachhaltigkeit von Managementstrategien, deren Auswirkungen durch unterschiedlich dimensionierte Indikatoren gemessen werden, gibt es verschiedene mathematische Methoden. In diesem Beitrag werden die Prinzipien dieser sog. multikriteriellen Bewertungs- und Entscheidungshilfeinstrumente beispielhaft anhand einer Auswahl von Strategien für ein Nachhaltiges Wassermanagement vorgestellt sowie Vor- und Nachteile herausgearbeitet. Es wird gezeigt, dass sich die Verfahren insbesondere in Transparenz, Objektivität und durch den Grad an Partizipation durch Akteure z.T. erheblich unterscheiden. Während die Hasse Diagramm Technik sich an den naturwissenschaftlich begründbaren Datenmatrizes orientiert und somit eine objektive und transparente Bewertung und Datenanalyse liefert, haben Konkordanzanalyse, Nutzwertanalyse, PROMETHEE und AHP (Analytical Hierarchy Process) ihre Stärken in der Möglichkeit, Akteure bzw. Stakeholder am Entscheidungsprozess partizipieren zu lassen.

Schlagwörter: Analytical Hierarchy Process (AHP); Hasse Diagramm Technik (HDT); Konkordanzanalyse; Managementstrategien, mathematische Methoden; Nachhaltigkeit; Wassermanagement; Nutzwertanalyse; PROMETHEE; Wassermanagement, nachhaltiges

Abstract. Multi-criteria Evaluation and Decision-support Instruments for the Long-term Development of Management Strategies

In order to support evaluation and decision processes with respect to sustainability of management strategies, different mathematical methods can be applied. In this paper, the fundamentals of these so-called multi-criteria evaluation and decision-support instruments are presented. Moreover, advantages and disadvantages are worked out using an example data set of strategies of sustainable water management. It is shown that particularly transparency, objectivity and the degree of participation of stakeholders are the main characteristics: Whereas the Hasse diagram technique is directed to the scientifically given data matrix, and therefore yields an objective and transparent evaluation and data analysis, concordance analysis, utility function theory, PROMETHEE and AHP (analytical hierarchy process) have their preferences as participants or stakeholders in the decision process.

Keywords: Analytical Hierarchy Process (AHP); concordance analysis; Hasse diagram technique (HDT); management strategies, mathematical methods; PROMETHEE, sustainable development, water management; utility function theory; water management, sustainable

Einleitung

Die typischen Komponenten einer nachhaltigen Entwicklung lassen sich wie folgt charakterisieren:

- Erstellung von Optionen/Strategien nachhaltiger Entwicklung und ihre Projektion in die Zukunft
- Berücksichtigung bzw. Erfüllung soziologischer, ökonomischer und ökologischer Kriterien
- Einstufung der Optionen/Strategien anhand ihres Erfüllungsgrades in Bezug auf die Kriterien

Im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten interdisziplinären Projektes sollten Methoden entwickelt werden, den Nachhaltigkeitsgrad solcher Optionen, hier wasserwirtschaftlicher Managementstrategien, im Raum Berlin zu bewerten. Hierzu wurden vom Projektteam 20 unterschiedliche Optionen, Szenarien genannt, definiert, und hin-

sichtlich ihrer Nachhaltigkeit bewertet. Um die Auswirkungen der Szenarien auf die Umwelt, d.h. Oberflächengewässer, Grundwasser und Naturraum, zu messen, wurden eine Reihe von Indikatoren abgeleitet. Hierzu gehören auch Indikatoren, anhand derer die durch den Betrieb von Klärwerken verursachten CO₂-Emissionen, als auch die Emissionen an Nährstoffen und verschiedener Chemikalien in Boden und Wasser bestimmt werden können (Details zur Entwicklung von Strategien und Indikatoren sind in [1] zu finden).

Unter den Indikatoren entstehen hierarchische Beziehungen und zwar einerseits durch die Zuordnung ein und desselben Indikatortyps zu verschiedenen Teilflächen und Gewässerabschnitten des Berliner Raums und andererseits durch unterschiedlichen inhaltlichen Differenzierungsgrad (beispielsweise in der Darstellung der Schadstoffbelastung durch einzelne Repräsentanten (Belastung durch Nickel, Belastung

durch bestimmte organische Chemikalien, etc.) oder durch die Zusammenfassung zu einem Schadstoffindex).

Insgesamt wurden 427 (lokale, regionale und globale) Indikatoren zur Charakterisierung eines jeden Szenarios abgeleitet und somit eine Ausgangsmatrix mit 20 (Szenarien) $\times$ 427 (Indikatoren) Werten als Basis für den Bewertungsprozess bereitgestellt.

Wir unterscheiden im Folgenden zwischen einem Bewertungs- und einem anschließenden Entscheidungsschritt. Auf der Bewertungsebene wird die Vergabe von Gewichten, beispielsweise um eine Nutzenfunktion zu definieren oder Präferenzen für bestimmte Indikatoren zu verteilen, vermieden. Gewichte spiegeln aktuelles Wissen und aktuelle Präferenzen wieder und müssen somit als kritisch in bezug auf Nachhaltigkeit und insbesondere deren Projektion in die fernere Zukunft angesehen werden. Dies führt jedoch zu der Frage, wie mit den gewöhnlicherweise unterschiedlich dimensionierten und verschiedene Qualitäten repräsentierenden Indikatoren umzugehen ist. Mit anderen Worten, es liegt ein typisches multikriterielles Bewertungsproblem vor, zu dessen Lösung hier die Hasse Diagramm Technik (HDT, $\rightarrow$ Kap. 1.1) eingesetzt wird. Ein wesentlicher Vorteil der HDT ist, dass das Problem der Vergabe von Gewichten konsequent vermieden wird. Auf der Entscheidungsebene jedoch, ist die Gewichtung und die Vergabe von Präferenzen insbesondere dann ein geeignetes Mittel, wenn die Partizipation von Akteuren, Interessensvertreter usw. erwünscht ist. Insgesamt ergeben sich über den gesamten Bewertungs- und Entscheidungsprozess unterschiedliche Erwartungen hinsichtlich Partizipation, Transparenz und Objektivität. Andere multikriterielle Entscheidungshilfungsverfahren sollen daher zusätzlich angewendet werden. Neben der HDT und der Formalen Begriffsanalyse (FBA, $\rightarrow$ Kap. 1.2) handelt es sich dabei um in der Umweltökonomie und dem 'Operations Research' bekannte Verfahren, wie die Konkordanzanalyse und PROMETHEE. Darüber hinaus soll auch ein völlig anderer methodischer Ansatz skizziert werden, nämlich den der AHP-Methode (Analytical Hierarchy Process) nach Saaty, die zurzeit eine favorisierte Methode zu sein scheint, jedoch von einigen Autoren auch stark kritisiert wird (siehe z.B. [2]).

1 Methoden

Zur Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen, Umweltschäden, Infrastrukturmaßnahmen und ihre sozialen Auswirkungen existieren zahlreiche unterschiedliche bis hin zu gegensätzlichen Verfahren [3]. Diese Verfahren lassen sich grundsätzlich in zwei Gruppen unterteilen: Die sehr bekannte Nutzen-Kosten-Analyse einerseits [4], die versucht, alle denkbaren Auswirkungen einer Planungsmaßnahme auf eine monetäre Skala abzubilden (z.B. [5,6,7]), und die multikriteriellen Bewertungsverfahren andererseits. Dieser Aufsatz beschränkt sich ausschließlich auf die zuletzt genannten, die wiederum wie folgt klassifiziert werden können: Verfahren, die der Nutzwerttheorie zuzuordnen sind, wie MAUT [8], die sog. Outranking-Verfahren wie Konkordanzanalyse [9] und PROMETHEE [10] und schließlich solche, die die Beteiligung von Akteuren bzw. Interessensvertretern von Beginn an erfordern, wie AHP [11]. Der Einfachheit

wegen soll Letzteres als mediatives Verfahren bezeichnet werden.

Wesentliches Merkmal der Outranking-Verfahren ist die zentrale Bedeutung der sog. Präferenzfunktion. Sie beschreibt, in wieweit eine Option gegenüber einer anderen im Hinblick auf bestimmte Kriterien bevorzugt wird. Mit Hilfe von Aggregierungsmethoden werden diese kriterienbezogenen Präferenzen zu einer globalen Präferenz kombiniert. Wird die Präferenzrelation jedoch einzig anhand der wissenschaftlich fundierten Entscheidungsmatrix analysiert (z.B. Messwerte oder Modellergebnisse), befindet man sich bei den ordnungstheoretischen Verfahren wie der HDT und FBA. Die folgenden Abschnitte geben eine kurze Beschreibung der Methoden.

1.1 Hasse Diagramm Technik (HDT)

Das Problem des Vergleichs von Objekten/Optionen anhand von mehr als einem Attribut wird auf das Allgemeinheitsprinzip reduziert. Hierzu seien die folgenden Notationen eingeführt: Die Menge der Optionen wird mit P bezeichnet, die Optionen mit $a, b, \dots, x, y, z$. Die Attribute, $q_1, q_2, \dots, q_n$, werden in der sog. Informationsbasis IB zusammengefasst. Schließlich wird ein so genanntes Tupel definiert, $q(x) = (q_1(x), q_2(x), \dots, q_n(x))$, welches entsprechend der Informationsbasis IB ein zu bewertendes Objekt x charakterisiert (der Begriff "Tupel" ist eine Verallgemeinerung innerhalb der Reihe Paar, Tripel, Quadrupel, ...). Damit kann die Grundlage der HDT wie folgt formuliert werden:

$$x, y \in P, x \leq y \Leftrightarrow q(x) \leq q(y) \quad (1)$$

$$q(x) \leq q(y) \Leftrightarrow q_i(x) \leq q_i(y) \text{ für alle } i=1, \dots, n \text{ und für alle } q_i \in IB.$$

Die $\leq$ -Relation für das Paar $q_i(x), q_i(y)$ ist die gewöhnliche Ordnungsrelation, die an einem Zahlenstrahl abgebildet werden kann (z.B. die Anordnung von Produkten nach ihrem Preis). Es sei noch einmal die Bedingung 'für alle' betont, die für die Definition von $q(x) \leq q(y)$ wichtig ist. Sie wird das 'Allgemeinheitsprinzip' genannt, welches eine besondere Bedeutung für alle weitere Ausführungen zur HDT hat. Während in einem Vergleich anhand nur eines Attributes jedes Objekt mit einem anderen vergleichbar ist, muss dies bei sog. Tupeln von Attributen nicht mehr unbedingt zutreffen. Objekte, die das Allgemeinheitsprinzip erfüllen, werden vergleichbar genannt, wobei $a \leq b$ oder $b \geq a$ für $a, b \in P$ gilt. Zwei Objekte, die das Allgemeinheitsprinzip nicht erfüllen und sich somit nicht anordnen lassen, werden unvergleichbar genannt. Anstelle einer totalen Ordnung, in der jedes Objekt mit einem anderen vergleichbar ist, erhält man eine partielle Ordnung. Die grafische Darstellung einer partiellen Ordnung führt zu sog. Hassediagrammen. Für weitere Informationen zur HDT wird an dieser Stelle auf [12,13] verwiesen. Neueste Entwicklungen in der HDT betreffen die Strukturanalyse, die Einbeziehung von Wahrscheinlichkeiten und das Konzept der latenten Ordnungsvariablen [14]. Partielle Ordnungen sind eine sehr allgemeine mathematische Struktur. Es ist daher nicht verwunderlich, dass diese in Chemie und Biochemie eine zunehmende Rolle spielen; auf neuere Arbeiten kann hier aber nur verwiesen werden (z.B. [15,16,17]).

1.2 Formale Begriffsanalyse (FBA)

Die formale Begriffsanalyse ist eine Variante der Verbandstheorie [18,19], wurde um 1980 entwickelt und ist mittlerweile erheblich weiterentwickelt worden [20]. Insbesondere ihre Stärke in der Ableitung von Regeln anhand der Datenmatrices sei hervorgehoben. Wie in der HDT nimmt auch bei der FBA die Ordnungsrelation eine zentrale Rolle ein. Während in der HDT die Ordnungsrelation durch den komponentenweisen Vergleich der Attributausprägungen definiert wird, ist in der FBA die Teilmengenrelation der entscheidende Vergleichsoperator. Der zugrundeliegende mathematische Formalismus ist zwar relativ einfach, infolge der komplexen Terminologie der Diskreten Mathematik in seiner Darstellung jedoch sehr umfangreich. Auf eine Anwendung der FBA in diesem Aufsatz wird daher verzichtet (Details, siehe [21,22]).

1.3 PROMETHEE

Ausgehend von einer Datenmatrix, bestehend aus Optionen/Strategien und ihren Attributen, wird ein paarweiser Vergleich der Objekte anhand jedes einzelnen Attributes durchgeführt: Seien o_k und o_l zwei Optionen, dann wird der paarweise Vergleich hinsichtlich des i 'ten Attributes in einer sog. Präferenzfunktion $p_i(k,l)$ zusammengefasst. Voraussetzung ist, dass alle Attribute gleichsinnig orientiert sind. Die Präferenzrelation lässt sich sowohl 'hart' als auch 'weich' definieren. Die harte Präferenzfunktion lautet dabei (unterstellend, dass hohe Werte eine hohe Priorität erhalten):

$$p_i = 0 \quad \text{wobei } q_i(k) - q_i(l) \leq 0$$

$$p_i = 1 \quad \text{wenn } q_i(k) - q_i(l) > 0$$

Geringe numerische Unterschiede aktivieren daher bereits die 'harte' Präferenzfunktion obwohl diese Unterschiede nicht signifikant sein mögen. Zur Erläuterung der weichen Präferenzfunktion ist Abb. 1 hilfreich. Für die Bestimmung von Δq_i^0 , d.h., ab welchem Wert die gesamte Präferenz gilt, wird Expertenwissen einbezogen. Weitere Präferenzfunktionen können der Literatur entnommen werden [10]. Anhand der Werte aus der Präferenzfunktion wird eine (lokale Präferenz) Matrix erstellt: Eine globale Präferenzmatrix ergibt sich dann wie folgt:

$$\pi(r,s) = \sum g_i \cdot p_i(r,s) \quad (2)$$

Durch eine gewichtete Summe (wobei hier durch die Gewichtungsfaktoren g_i individuelle Konzepte der Akteure berücksichtigt werden können) werden die Präferenzen der Option o_r gegenüber o_s , bezogen auf die verschiedenen At-

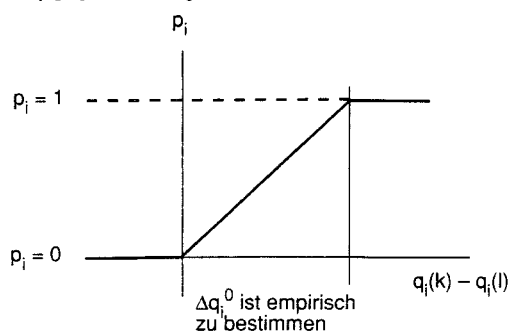


Abb. 1: 'Weiche' Präferenzrelation

tribute, zu einer Größe aggregiert. Im Hinblick auf die erwähnten Szenarien folgt hieraus: Bezogen auf ein Attribut, z.B. Phosphorgehalt, wird ein Szenario o_r gegenüber einem Szenario o_s bevorzugt. Auf der anderen Seite kann jedoch im Hinblick auf ein anderes Attribut, z.B. bakterielle Emissionen von Kläranlagen, das Szenario o_s gegenüber o_r präferiert werden. In der HDT wird dieser Konflikt deutlich herausgearbeitet, und zwar durch Unvergleichbarkeit dieser beiden Szenarien, während PROMETHEE zu einer gemittelten Präferenzfunktion führt. Mit anderen Worten, in PROMETHEE werden Vorteile eines Szenarios als substituierbar gegenüber anderen Vorteilen oder Alternativen angesehen. Mit Hilfe der sog. Flüsse $\Phi^+(r)$ und $\Phi^-(r)$ lassen sich Vor- und Nachteile einer Option berechnen. Je kleiner $\Phi^-(r)$ ist desto mehr wird r bezogen auf $\Phi^+(r)$ bevorzugt. Somit kann anhand von $\Phi^-(r)$ und $\Phi^+(r)$ oder $-\Phi^-(r)$ und $Q(r)$ eine Menge von Optionen partiell geordnet werden, wie bereits anhand der HDT gezeigt. Das entsprechende Hassediagramm ermöglicht dann weitere Einblicke in das Bewertungsproblem. Gewöhnlicherweise sind diese Hasse-Diagramme "struktureicher" als diejenigen, die auf der Produktordnung bzw. den Attributen selbst basieren. Dieser strukturelle Reichtum beruht jedoch wegen der Gewichtungszusatz auf subjektiven, d.h. nicht notwendig auch in der Zukunft geltenden Vorstellungen von den zu bewertenden Sachverhalten.

$$\Phi(r) := \Phi^+(r) - \Phi^-(r) \quad (3)$$

ist der totale Fluss und ein Maß für die Präferenz. Das Ergebnis aus PROMETHEE stellt somit ein Ranking der Optionen anhand von $\Phi(r)$ dar, d.h. eine totale Ordnung.

1.4 Konkordanzanalyse

Für eine detaillierte Beschreibung wird auf [3,9] verwiesen. Diese Methode hat ihren Ursprung in der sog. *französischen Schule* der multikriteriellen Analyse mit ihren verschiedenen Varianten von ELECTRE [23]. Ausgangspunkt ist auch hier die Entscheidungs-(Daten)matrix. Zunächst wird eine Referenzoption (Strategie) definiert, um relativ dazu Präferenzen zu berechnen, wobei eine Gewichtung der Attribute vorzunehmen ist. Im nächsten Schritt werden zwei Parameter, der Konkordanz- und Diskordanzindikator, abgeleitet. Zusätzlich müssen zwei Schwellenwerte, KIV und DIV, bestimmt werden: Ist für ein bestimmtes Objekt der Konkordanzindikator größer als KIV und der Diskordanzindikator kleiner als DIV, ist eine sichere Einstufung des Objektes möglich. Oftmals ist dies jedoch nicht der Fall und es kann nur eine relative Bestimmung erfolgen: Und zwar werden dann anhand der Werte für beide Indikatoren, Konkordanz und Diskordanz, die Optionen partiell geordnet (vgl. HDT). Da die Bestimmung von Referenzszenarien im Hinblick auf die Nachhaltigkeitsdiskussion als kritisch anzusehen ist, scheint die Konkordanzanalyse nicht das geeignete Instrument im Rahmen der Bewertung der Nachhaltigkeit von Strategien zu sein.

1.5 Nutzwerttheorie

Grundlegendes Prinzip ist eine operational definierte Fitnessfunktion G . Ausgehend von einer Entscheidungsmatrix wird G wie folgt eingeführt:

$$G(i) := f(v_1(q_{i1}), v_2(q_{i2}), v_3(q_{i3}), \dots, v_n(q_{in})) \quad i = 1, \dots, m \quad (4)$$

wobei die Attribute $q_{i1}, q_{i2}, \dots, q_{in}$ ein Objekt o charakterisieren. Beträchtlichen Aufwand kann die Bestimmung der individuellen Nutzenfunktionen v_i erfordern. Auch die Auswahl einer geeigneten allgemeinen Nutzenfunktion f ist genau zu prüfen. Oftmals werden für f lineare Funktionen gewählt, so dass die q_{ij} mit Gewichten g_j versehen werden.

$$G(i) = \sum g_j \cdot q_{ij} \quad j = 1, \dots, n \quad i = 1, \dots, m \quad (5)$$

Die Definition der Gewichte und somit die Bestimmung von G resultiert aus Konventionen, aktuellem Wissen und bestimmten Wertigkeiten (sozial, politisch, ökonomisch). Die Attribute q_j werden oft auf ein 0,1-Intervall (für $i=1, \dots, m$) standardisiert, was bereits als eine hochvereinfachte Form für die v_i -Funktion angesehen werden kann. In der mehr axiomatisch begründeten multi-attributiven Nutzwerttheorie (MAUT) können die v_i -Funktionen beispielsweise mit Hilfe des sog. Median-Verfahrens bestimmen werden. Dadurch werden im Sinne des Partizipationsprinzips Präferenzen von Akteuren, Stakeholdern, Mitglieder lokaler Agenden 21, systematisch mit einbezogen [8]. Allerdings wird die Aggregation unterschiedlicher Informationen letztendlich als problematisch angesehen und steht in Konflikt mit den Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung.

1.6 Analytical Hierarchy Process (AHP)

In AHP ist eine Entscheidungs-/Datenmatrix nicht erforderlich. Die AHP-Methode basiert auf einem paarweisen Vergleich aller Kriterien, der durch die Akteure/Stakeholder etc. durchgeführt wird. Analog erfolgt ein paarweiser Vergleich aller Objekte, und zwar bezogen auf jedes einzelne Attribut. In beiden Fällen, dem Vergleich von Attributen genauso wie dem unter den Objekten, müssen bestimmte Regeln berücksichtigt werden [11]. Um eine uneingeschränkte Bewertung durch Akteure/Stakeholder beispielsweise in einer Diskussionsrunde zu ermöglichen, werden zunächst logische Inkonsistenzen (Verletzung der Transitivität in der Präferenz) vermieden. Nach Abschluss der Diskussionsrunde können in einem Zwischenschritt die Inkonsistenzen bereinigt werden und es kann eine neue Diskussionsrunde eingeleitet werden.

2 Datenbasis

Die multikriteriellen Bewertungsverfahren sollen nicht an der vollständigen Daten-Matrix, sondern beispielhaft an einer verkürzten DM angewendet werden. **Tabelle 1** zeigt die entsprechenden Attribute/Indikatoren, während in **Tabelle 2** die beispielhaft/willkürlich gewählten Daten erläutert sind. Eine detaillierte Bewertung anhand der gesamten Datenmatrix ist in [1] zu finden.

Tabelle 1: Attribute/Indikatoren zur Szenarienbewertung

Abkürzung	Beschreibung
P	Abstand der Phosphorkonzentration zu einem Zielwert (0,049 mg/l)
N	Gesamt-Stickstoff
B	Bakterielle Emission
S	Verschmutzung durch Überläufe der Regenkanalisation in das Oberflächengewässer
TC	Gesamtkosten für Maßnahmen an Kläranlagen als typischer Eingangsindikator

Tabelle 2: Entscheidungs-/Bewertungsmatrix für fünf Szenarien

Szenario	P	N	B	S	TC
1	0,94	71,72	6	8	0
2	0,46	34,15	4	8	561856
3	0,22	23,00	2	4	799099
4	0,11	30,06	3	4	829348
5	0,22	23,35	3	4	799435

Für alle Methoden, die die Eingabe von Gewichten erfordern – mit Ausnahme von AHP und der HDT, wurden folgende zwei Gewichtssätze verwendet (Tab. 3):

Tabelle 3: Verwendete Gewichtssätze

Gewichtssatz	P	N	B	S	TC
I.	0,05	0,05	0,20	0,20	0,50
II.	0,10	0,05	0,30	0,05	0,50

In beiden Sätzen wurde den Kosten besonderes Gewicht gegeben. Eine Korrelationsanalyse ergab, dass die ökologischen Indikatoren positiv korrelieren, so dass ein Abwägungsproblem zwischen differenzierenden ökologischen Indikatoren einerseits (Nutzen Seite) und Aufwandsseite (Kosten) andererseits resultiert.

3 Ergebnisse

In diesem Beitrag beschränken wir uns auf eine kleine Zusammenfassung der Ergebnisse, um die grundlegenden Unterschiede, sowie Vor- und Nachteile der Methoden besser zu verdeutlichen. Für eine ausführliche Darstellung wird erneut auf [1] verwiesen.

3.1 Ergebnisse der HDT

Die Bewertung der Szenarien 1–5 durch die HDT zeigt das Hasse Diagramm in **Abb. 2a**. Das Hasse Diagramm wird dabei wie folgt gelesen: Szenario 3 hat im Vergleich zu Szenario 5 geringere Werte in allen Indikatoren, d.h., das Allgemeinheitsprinzip ist erfüllt und somit wird 3 unterhalb von 5 angeordnet und ist mit 5 durch eine Linie verbunden. In der Terminologie der HDT heißt das, die Szenarien 3 und 5 sind vergleichbar. Alle übrigen Szenarien sind jedoch unvergleichbar, in Worten der HDT: Sie sind isoliert. **Tabelle 1** zeigt, dass Szenario 3 geringere Werte in den Indikatoren B, N und TC im Vergleich zu Szenario 4 hat, jedoch höhere Werte im Indikator P, d.h. B, N und TC sind antagonistisch zu P.

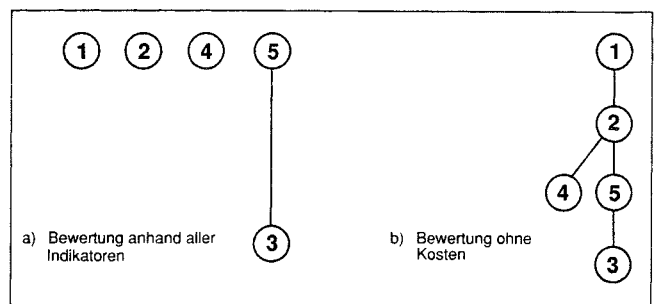


Abb. 2: Bewertung der Szenarien durch die HDT

Eine Sensitivitätsanalyse zeigt, dass P und TC in dieser Bewertung die sensitivsten Indikatoren sind (Zur Sensitivitätsanalyse in der HDT vgl. [14]). Das Hassediagramm, das aus der Bewertung ohne den Indikator TC (Kosten) resultiert, zeigt Abb. 2b. Die Szenarien 3 und 4 haben im Vergleich zu den übrigen, bzw. den jeweils darüber liegenden Szenarien in allen Indikatoren die geringsten Werte. Szenario 3 und 4 sind jedoch untereinander nicht vergleichbar, da einige Indikatoren antagonistisch zueinander sind, wie bereits weiter oben gezeigt wurde.

Schließlich wird gezeigt, dass bevorzugte bzw. wünschenswerte Zustände im Oberflächengewässer ihren Preis haben. Nur im Fall von Szenario 3 sind die ökologischen Indikatoren verknüpft mit geringeren Kosten im Vergleich zu Szenario 5. Somit kann für diese beiden Szenarien ein Spanne (effiziente Kosten) definiert werden, die eine optimale Lösung enthält.

3.2 Ergebnisse der Konkordanzanalyse

Die Konkordanzanalyse wurde nach dem von Opperhuizen und Hutzinger [9] dargestellten Verfahren durchgeführt. Wie bereits im Kapitel *Methoden* erklärt, benötigt die Konkordanzanalyse zwei Schwellenwerte. In dieser Studie wurden beide willkürlich gewählt:

KIV = 0,8

DIV = 0,2

Darüber hinaus ist ein Referenzszenario erforderlich, welches anhand des 10%-Perzentils eines jeden Attributes definiert wurde und mit 'P10-Szenario' bezeichnet wird.

Unter Verwendung des Gewichtssatzes I. erhält man das Ergebnis in Tabelle 4.

Tabelle 4: Ergebnis der Konkordanzanalyse

Szenario	KI	DI	KI-DI	Bemerkung
1	0,50	0,200	0,300	Optimal
2	0,00	0,200	-0,200	
3	0,45	0,380	0,070	
4	0,20	0,427	-0,227	
5	0,20	0,382	-0,182	

Zu sehen ist, dass weder ein KI- noch ein DI-Wert höher bzw. geringer ist als die Schwellenwerte (KIV=0,8, DIV=0,2) und somit kein optimales Szenario bestimmt werden kann. In einem relativen Vergleich erhält jedoch Szenario 1 die Top-Position (vgl. KI-DI). Das bedeutet, die bevorzugte Einschätzung auf der Kostenseite dominiert die Einschätzung anhand der ökologischen Parameter. Die Verwendung des zweiten Gewichtssatzes führt zu einem ähnlichen Ergebnis und wird daher nicht gezeigt.

3.3 Ergebnisse aus der Nutzwerttheorie

Aus den Gewichtssätzen der obigen Tabelle 3 ergeben sich folgende Werte der Nutzenfunktion (Tab. 5; in Reihenfolge der Szenarien 1, 2, ...):

Verwendet man Gewichtssatz II wird das Szenario 2 als optimal ausgewiesen. Führt man eine Monte Carlo-Simulation durch, so ist das Szenario 2 jedoch nur in 10% der Fälle

Tabelle 5: Ergebnisse aus der Nutzwerttheorie für beide Gewichtssätze

Gewichtssatz I.	Gewichtssatz II.
Γ_1 : 0,5, 0,4785, 0,461, 0,557, 0,512	Γ_2 : 0,5, 0,3996, 0,467, 0,582, 0,543
Optimal: Szenario 3	Optimal: Szenario 2
Mit einer Wahrscheinlichkeit ^a von 83%	Mit einer Wahrscheinlichkeit von 10%

^a ermittelt aus einer Monte-Carlo-Simulation

(1000 Simulationen als Gesamtzahl) in einer Top-Position. Das bedeutet, die Wahl der Gewichte im Satz II hat zu einer nicht robusten Einstufung dieses Szenarios geführt.

3.4 Ergebnisse aus PROMETHEE

Das Ergebnis der Szenarienbewertung anhand von PROMETHEE ist für beide Gewichtssätze identisch. Abb. 3 zeigt eine Darstellung der beiden Flüsse (mit Hilfe der HDT). Φ^+

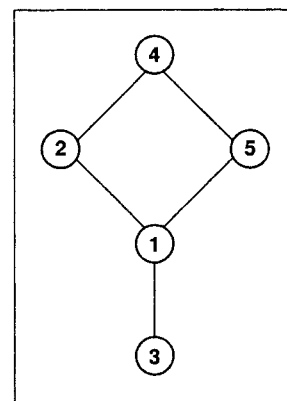


Abb. 3: Hasse-Diagramm für beide Flüsse aus PROMETHEE

und Φ^- sind demnach nicht identisch. Das bedeutet, es gibt Indikatoren, die zu keiner eindeutigen Präferenz eines Szenarios führen. Szenario 3 ist hier optimal, gefolgt von Szenario 1. Obwohl Szenario 1 im Vergleich zu den geringsten Gesamtkosten (TC) führt, d.h. keine Kosten verursacht, wurde es nicht als optimales Szenario bestimmt. Die Werte der ökologischen Indikatoren sind demnach so dominant, dass Szenario 3 gegenüber Szenario 1 präferiert wird, obwohl seine Kosten höher sind.

3.5 Ergebnisse aus AHP

Um Vergleichbarkeit gegenüber den Ergebnissen der übrigen Verfahren zu gewährleisten, wurde anstelle der Vergabe von Szenarienpräferenzen durch Akteure/Stakeholder die Entscheidungsmatrix als Grundlage verwendet. Das heißt, die paarweisen Szenarienpräferenzen wurden aus der Matrix wie folgt abgeleitet:

Szenario i wird gegenüber Szenario j in bezug auf das Kriterium k mit dem Faktor $g_{ij}^{(k)}$ bevorzugt.

$$g_{ij}^{(k)} \approx q_k(\text{Szenario i})/q_k(\text{Szenario j})$$

Mit einer im Vergleich zu den Gewichten für P, N, B und S deutlichen Betonung auf TC erhält man für die Szenarien 1–5 die folgende globale Priorität:

0,32 0,26 0,12 0,15 0,15

Szenario 3 ist somit optimal im Vergleich zu den übrigen.

4 Gegenüberstellung der Ergebnisse und Diskussion der Methoden

Die HDT führt im Gegensatz zu den anderen Methoden zu keinem eindeutigen Ergebnis. Dafür liefert die Analyse des

Bewertungsergebnisses, insbesondere der Sensitivität der Bewertung gegenüber den Indikatoren sowie das Herausarbeiten der Ursachen für den Antagonismus zwischen Szenarien, eine transparente und objektive Grundlage für Entscheidungen. Alle übrigen Methoden liefern ein eindeutiges Ergebnis, wobei PROMETHEE, AHP und die Nutzwertanalyse ein identisches Ergebnis liefern, nämlich Szenario 2, und nur die Konkordanzanalyse zu einer Entscheidung zugunsten der Kosten führt (Szenario 1 ohne Kosten). Vor- und Nachteile von Szenarien lassen sich jedoch mit diesen Methoden nicht herausarbeiten. Transparenz und Objektivität nehmen im Vergleich zur HDT in unterschiedlichen Maßen ab, wobei die Objektivität zugunsten einer möglichen Partizipation von Akteuren am Entscheidungsprozess zwangsläufig abnehmen muss. In wieweit sich die eingangs erwähnten Erwartungen an die Methoden bzgl. Transparenz, Objektivität und Partizipation beurteilen lassen, versucht Abb. 4 zusammen zu fassen. Ein ausführlicher Vergleich der Methoden anhand eines Testdatensatzes von Chemikalien ist von Lerche et al. für eine Veröffentlichung im Journal of Chemical Information and Computer Science vorgesehen.

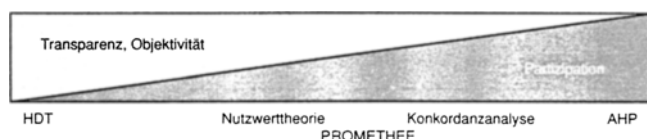


Abb. 4: Einstufung der Methoden nach Objektivität, Transparenz und Partizipation

5 Empfehlungen und Ausblick

Die HDT hat ihre Stärke insbesondere in der Analyse und der Visualisierung der unterschiedlichen Auswirkungen von Szenarien. In einem weiteren ergänzenden Schritt ist geplant, die HDT mit Methoden der multivariaten Statistik wie z.B. Bertin-Matrizen zu verknüpfen [vgl. z.B. [24]]. Als vielversprechender abschließender Schritt ist ferner beabsichtigt, eine 'fuzzy-gesteuerte' partielle Ordnung einzuführen, wodurch sich das Ranking zwischen zwei Strategien (mit einer Wahrscheinlichkeit) bewerten ließe.

Aus den Untersuchungen zur Bewertung von Managementstrategien im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit, die in [1] ausführlich beschrieben wurden, hier jedoch nur ansatzweise dargestellt werden konnten, lässt sich bis dato folgern, dass die Kombination von HDT (zur Szenarienanalyse) und PROMETHEE (Einbindung von Stakeholdern) ein vielversprechender Ansatz ist.

Danksagung. Wir bedanken uns bei der Deutsche Bundesstiftung Umwelt für die finanzielle Unterstützung und der Projektgruppe für zahlreiche Diskussionen und Überlassung der Daten.

Literatur

- [1] Steinberg C, Weigert B, Möller K, Jekel M (2001): Nachhaltige Wasserwirtschaft – Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfungssystems. Initiativen zum Umweltschutz - Schriftenreihe der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Bd. 36. Erich-Schmidt Verlag, Berlin
- [2] Lootsma FA (1993): Scale Sensitivity in the Multiplicative AHP and SMART. J. of Multi-Criteria Decision Analysis 2, 87-110
- [3] Brüggemann R (2001a): Ansätze zur vergleichenden Bewertung unter spezieller Berücksichtigung der Hasse Diagramm Technik. Erich-Schmidt-Verlag, in press.
- [4] Seip KL (1994): Restoring Water Quality in the Metal Polluted Soerfjorden, Norway. Ocean & Coastal Management 22, 19-43
- [5] Fromm O, Brüggemann R (1999): Ökonomische Ansätze zur Ökosystembewertung – am Beispiel des Bodens. Teil I: Der Boden aus ökologischer, ökonomischer und ökologisch-ökonomischer Sicht. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 11, 120-124
- [6] Fromm O, Brüggemann R (1999): Ökonomische Ansätze zur Ökosystembewertung – am Beispiel des Bodens. Teil III: Ökonomische Bewertung in der Zeit: Das Diskontierungsproblem. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 11, 235-240
- [7] Fromm O, Brüggemann R (1999): Ökonomische Ansätze zur Ökosystembewertung – am Beispiel des Bodens. Teil II: Verfahren zur Monetarisierung von Ökosystemleistungen. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 11, 177-179
- [8] Schneeweiss C (1991): Planung 1 – Systemanalytische und entscheidungstheoretische Grundlagen. Springer-Verlag, Berlin
- [9] Opperhuizen A, Hutzinger O (1982): Multi-Criteria Analysis and Risk Assessment. Chemosphere 11, 675-678
- [10] Brans JP, Vincke PH, Mareschal B (1986): How to Select and How to Rank Projects: The PROMETHEE Method. European Journ. Oper. Research 24, 228-238
- [11] Saaty TL (1994): How to Make a Decision: The Analytical Hierarchy Process. Interfaces 24, 19-43
- [12] Brüggemann R, Bücherl C, Pudenz S, Steinberg CEW (1999): Application of the Concept of Partial Order on Comparative Evaluation of Environmental Chemicals. Acta hydrochim. hydrobiol. 27 (3) 170-178
- [13] Brüggemann R, Bartel H-G (1999): A Theoretical Concept to Rank Environmentally Significant Chemicals. J. Chem. Inf. Comput. Sci. 39, 211-217
- [14] Brüggemann R, Halfon E, Welzl G, Voigt K, Steinberg CEW (2001): Applying the Concept of Partially Ordered Sets on the Ranking of Near-Shore Sediments by a Battery of Tests. J. Chem. Inf. Comput. Sci. 41 (4) 918-925
- [15] Klein DJ (2000): Prolegomenon on Partial Orderings in Chemistry. Match 42, 7-21
- [16] Randic M, Vracko M, Novic M, Basak SC (2000): On ordering of folded structures. Match 42, 181-231
- [17] Randic M (2001): On Graphical and Numerical Characterization of Proteomics Maps. J. Chem. Inf. Comput. Sci. 41, 1330-1338
- [18] Davey BA, Priestley HA (1990): Introduction to Lattices and Order. Cambridge University Press, Cambridge
- [19] Ganter B, Wille R (1996): Formale Begriffsanalyse – Mathematische Grundlagen. Springer-Verlag, Berlin
- [20] Pollandt S (1997): Fuzzy-Begriffe – Formale Begriffsanalyse unscharfer Daten. Springer-Verlag, Berlin
- [21] Brüggemann R, Voigt K, Steinberg C (1997): Application of Formal Concept Analysis to Evaluate Environmental Databases. Chemosphere 35 (3) 479-486
- [22] Brüggemann R, Pudenz S, Bartel H-G (1999): Rule Generation by Means of Lattice Theory. In: American Association for Artificial Intelligence : Predictive Toxicology of Chemicals: Experience and Impact of AI Tools. Technical Report SS-99-01, AAAI Press, 90-93
- [23] Roy B (1990): The Outranking Approach and the Foundations of the ELECTRE Methods. Readings in Multiple Criteria Decision Aid (Bana e Costa). Springer-Verlag, Berlin, S 155-183
- [24] Welzl G, Voigt K, Rediske G (1999): Visualization of Environmental Pollution – Hasse Diagram Technique and Explorative Statistical Methods. Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Science (1998), Reports of IGB, Heft 6, Sonderheft I

Eingegangen: 21. 11. 2001
Akzeptiert: 21. 02. 2002
OnlineFirst: 28. 02. 2002