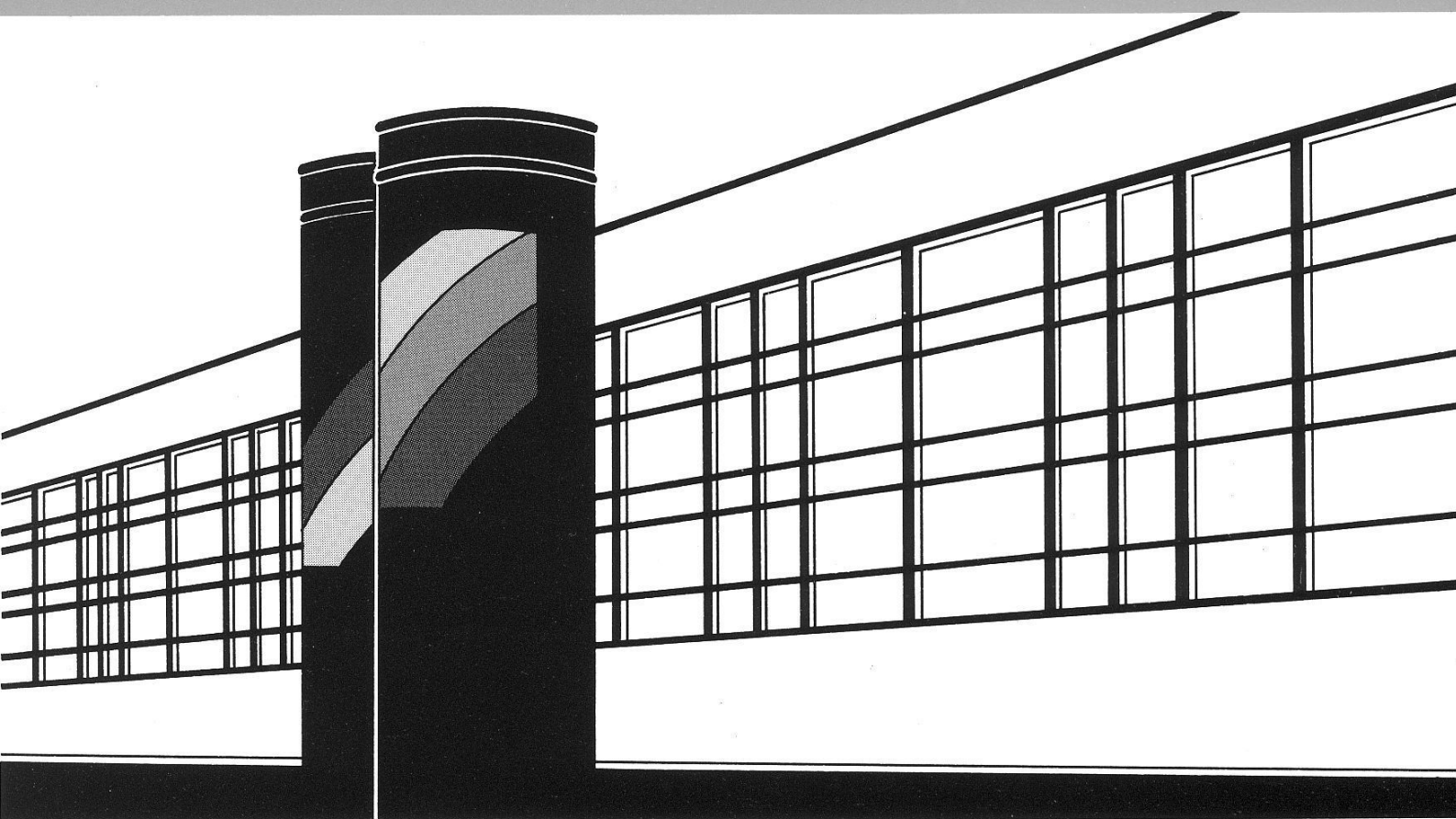


Institut für Wasserbau · Universität Stuttgart

# *Mitteilungen*



Heft 156 Jens Mödinger

Entwicklung eines Bewertungs- und  
Entscheidungsunterstützungssystems  
für eine nachhaltige regionale  
Grundwasserbewirtschaftung



# **Entwicklung eines Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige regionale Grundwasserbewirtschaftung**

Von der Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften der  
Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines  
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von  
**Jens Mödinger**  
aus Esslingen a. N.

Hauptberichter: Prof. Dr. h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, Ph. D.  
Mitberichter: Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. habil. András Bárdossy  
Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Hans-Peter Nachtnebel

Tag der mündlichen Prüfung: 05. Dezember 2006

Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart  
2006



Heft 156    Entwicklung eines Bewertungs-  
und Entscheidungsunter-  
stützungssystems für eine  
nachhaltige regionale Grund-  
wasserbewirtschaftung

von  
Dr.-Ing.  
Jens Mödinger

**D93 Entwicklung eines Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige regionale Grundwasserbewirtschaftung**

Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Mödinger, Jens:

Entwicklung eines Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige regionale Grundwasserbewirtschaftung / von Jens Mödinger. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. Stuttgart: Inst. für Wasserbau, 2006

(Mitteilungen / Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart: H. 156)

Zugl.: Stuttgart, Univ., Diss., 2006)

ISBN 3-933761-60-3

NE: Institut für Wasserbau <Stuttgart>: Mitteilungen

Gegen Vervielfältigung und Übersetzung bestehen keine Einwände, es wird lediglich um Quellenangabe gebeten.

Herausgegeben 2006 vom Eigenverlag des Instituts für Wasserbau  
Druck: Sprint-Druck, Stuttgart

# Vorwort

Im Zuge der Diskussionen um globale Umweltveränderungen wird seit längerer Zeit auch eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserressourcen gefordert. Das Ziel einer integrierten, nachhaltigen Wasserwirtschaft auf Einzugsgebietsebene ist in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie verankert. Zahlreiche Untersuchungen, die sich mit dieser Fragestellung befassen, sind zunächst überwiegend auf die Bewirtschaftung der Oberflächengewässer ausgerichtet. Ebenfalls betroffen und hiermit direkt verknüpft ist jedoch auch der unterirdische Teil des Wasserkreislaufs, dessen Erfassung und Behandlung ungleich schwieriger ist, weil aufgrund der hohen Komplexität des Systems Grundwasser hier Eingriffe und Auswirkungen sich nicht ohne weiteres verknüpfen lassen, weil Grundwasser in der öffentlichen Wahrnehmung kaum existiert (es ist nicht zu sehen, zu hören oder zu riechen), und weil Grundwassersysteme nur extrem langsam und mit großer Zeitverzögerung reagieren.

Grundwasser ist - nicht nur in Deutschland - die wichtigste Trinkwasserressource. Ausserdem liefert es qualitativ hochwertiges Brauchwasser für die Industrie und ist eine unerlässliche Voraussetzung für die landwirtschaftliche Produktion. In Ballungsräumen wird Grundwasser intensiv genutzt, was mit Rückwirkungen auf Flora und Fauna und letztlich auch wiederum auf die verschiedenen Nutzer verbunden sein kann. Übernutzungen haben in vielen Ballungszentren der Welt zu massiven Problemen bezüglich Wasserverfügbarkeit und Wasserqualität geführt, die sich oft erst nach vielen Jahrzehnten bemerkbar gemacht haben.

Der Begriff einer „nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung“ lässt sich zwar konzeptionell eindeutig im Rahmen einer nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung definieren, aber die Umsetzung des Begriffs in eine operationelle Definition und hieraus abzuleitende Regeln und Grundsätze für eine regionale Grundwasserbewirtschaftung ist eine sehr anspruchsvolle Herausforderung. Mit dieser Fragestellung befasst sich die vorliegende Dissertation.

Die Arbeit ist auf das Ziel ausgerichtet, ein objektives und praxisnahes Verfahren zur Quantifizierung und Bewertung der Nachhaltigkeit einer regionalen Grundwasserbewirtschaftung und zur Beurteilung von Alternativen zu entwickeln. Dabei wird aus den konzeptionellen Ansätzen anhand moderner Bewertungsmethoden konsequent ein Entscheidungsunterstützungssystem (Decision Support System DSS) entwickelt und dessen Einsatz anhand eines realen Fallbeispiels praxisnah dargestellt. Damit liefert die Arbeit einen wichtigen Beitrag zur Berücksichtigung des Nachhaltigkeitsprinzips in der Praxis der Grundwasserbewirtschaftung.

Stuttgart, im Dezember 2006

Prof. Dr. h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, Ph. D.





# Danksagung

An erster Stelle gilt mein Dank meinem Doktorvater, Prof. Dr. h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, Ph.D., für seine Unterstützung und die fachliche Betreuung meiner Arbeit. In zahlreichen Diskussionen konnte ich immer wieder wertvolle Ratschläge, Hinweise und Anregungen für Inhalt und Struktur meiner Arbeit bekommen.

Bei Herrn Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. habil. András Bárdossy und Herrn Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Hans-Peter Nachtnebel von der Universität für Bodenkultur Wien möchte ich mich für die Übernahme der Koreferate sowie für ihre Kommentare und Anregungen insbesondere bei der Ausrichtung meiner Arbeit bedanken.

Für die Bereitstellung des numerischen Grundwasserströmungsmodells des Rhein-Neckar-Raumes möchte ich mich bei der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, insbesondere bei Herrn Thomas Gudera, bedanken. In diesem Zusammenhang gilt mein Dank auch Herrn Dr.-Ing. Ulrich Lang von der Ingenieurgesellschaft kup für seine Unterstützung bei programmtechnischen Fragen zu diesem Modell.

Für die kollegiale Zusammenarbeit und das gute Arbeitsklima möchte ich allen Kollegen und Freunden am Institut für Wasserbau und insbesondere bei WAREM danken. Allen voran sind hier meine beiden Bürokollegen Dr.-Ing. Vlad Rojanschi und Dr.-Ing. Jens Wolf zu nennen. Darüber hinaus möchte ich auch noch Dr.-Ing. Beate Kohler, Johanna Jagelke, Aleksandar Trifkovic, Darla Nickel, Yvonne Reichert, Jürgen Braun, Ph.D. sowie Dr. rer. nat. Roland Barthel namentlich erwähnen. Ebenso danken möchte ich Bill Schaal für seinen Review der englischen Zusammenfassung.

Einen ganz anderen Blick auf meine Arbeit konnten mir meine Kollegen Dr. sc. techn. Kristian Kramer, Sven Homscheid, Michael Langenberg und Jens Bender bei Lahmeyer International geben und so zur Verbesserung meines Vortrags beitragen.

Für ihre unermüdliche und vorbehaltlose Unterstützung meines bisherigen Lebensweges gebührt meinen Eltern besonderer Dank. Nicht genug danken kann ich meiner Frau Simone, die mir stets den Rücken freigehalten hat, damit ich mich voll und ganz auf meine Arbeit konzentrieren konnte. Sie hat mich immer wieder aufgebaut, motiviert und mir die Kraft für die Fertigstellung der Arbeit gegeben.

Donauwörth, im Dezember 2006

Jens Mödinger



# Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit folgenden Fragestellungen:

- Was versteht man grundsätzlich unter einer nachhaltigen, regionalen Grundwasserbewirtschaftung?
- Wie lässt sich die Nachhaltigkeit der Grundwasserbewirtschaftung quantifizieren?
- Welche Möglichkeiten gibt es, die Grundwasserbewirtschaftung dahingehend zu analysieren, dass fundierte Vorschläge für eine Verbesserung der nachhaltigen Bewirtschaftung formuliert werden können?

Ziel dieser Arbeit ist schließlich die Entwicklung eines praxisnahen Verfahrens zur Bewertung der Nachhaltigkeit einer regionalen Grundwasserbewirtschaftung ohne regionsspezifische Einschränkungen. Damit wird ein Werkzeug zu Verfügung gestellt, mit dem nicht-nachhaltige Entwicklungen frühzeitig sachlich und räumlich identifiziert und Handlungsoptionen zur Verbesserung der Situation bestimmt werden können.

Zunächst werden aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Definitionen für den Begriff der Nachhaltigkeit vorhandene Ansätze zur Beschreibung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung diskutiert sowie deren Defizite bei der quantitativen Erfassung identifiziert. Daraus wird ein umsetzungsfähiges Konzept zur Darstellung nachhaltiger Grundwasserbewirtschaftung abgeleitet. Dieses Konzept basiert auf sogenannten Hypothesen, welche unterschiedliche Ziele und Anforderungen an die Grundwasserbewirtschaftung formulieren. Darüber hinaus ist die Abbildung unterschiedlicher Interessen verschiedener Anspruchsgruppen möglich.

Im nächsten Schritt wird dann eine Methodik zur quantitativen Erfassung und Bewertung dieser Hypothesen entwickelt. Dabei tragen die Zuweisung von Indikatoren sowie deren Darstellung durch unscharfe Mengen wesentlich zum Verständnis und zur Transparenz dieses Ansatzes bei.

Basierend auf der entwickelten Methodik wird schließlich der Prototyp eines praxisnahen Entscheidungsunterstützungssystems aufgebaut. Wesentliche Funktionen dieses computergestützten Systems sind die Eingabe und Verwaltung der Hypothesen und Anspruchsgruppen, die Berechnung und Bewertung der Systemzustände, sowie die Analyse der Systemzustände unter Berücksichtigung verschiedener Bewirtschaftungsszenarien bzw. die Optimierung derselben. Abschließend wird das Entscheidungsunterstützungssystem auf die Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum, für die aufgrund einer vorangegangenen Studie Vergleichsdaten vorliegen, erfolgreich angewendet.



# Abstract

Groundwater is considered the most important freshwater resource of the world. However, because its availability depends mainly on the hydrological and hydrogeological conditions, there are spatial and temporal constraints on its utilisation. Because of regional differences, groundwater is used for different purposes, thus being an important location factor for the development of the population and the economy. But the diverse uses of groundwater for drinking water, industrial process water or for irrigation purposes also represent a quantitative pressure on the resource. Additionally, the agricultural application of fertilisers and pesticides, leaking pipes in industrial processes or sewer systems, infiltration of contaminated surface water, or the intrusion of saline waters into aquifers in coastal areas increase the risk of pollution of the groundwater leading to a decreased water quality.

In order to keep the demand of high quality groundwater within the quantitative and qualitative availability of the resource, responsible and farsighted water resources management is essential for a sustainable development. This basic principle is also reflected in the European Water Framework Directive. The primary objective of the directive is the protection and enhancement of the quantitative and qualitative condition of the groundwater resources as the basis for a sustainable use of water resources. Unfortunately, the directive does not provide concrete terms of what is considered sustainable groundwater management.

The definition of such terms is a primary objective of the study entitled, “Assessment of the groundwater resources management in the Rhine-Neckar-Region with respect to its sustainability” (KOBUS & MÖDINGER, 2002), funded by the State of Baden-Württemberg, Germany. The groundwater resources management in this densely populated and highly industrialised region is characterised by extensive groundwater extraction that has advanced to deeper aquifers due to insufficient water quality of the uppermost aquifer, as well as, the infiltrating surface water bodies. Therefore, the risk of spreading contaminants in presently marginally or even unpolluted aquifers dramatically increased. Due to future extensions of long-term water extraction permits, the question has arisen as to whether the actual water resources management plan can be considered sustainable relative to the measures that could be taken to comply with the concept of sustainable development. Within the scope of the study, sensible areas were identified and recommendations for a possible future groundwater resources management plan were formulated.

The recommendations are restricted to specific conditions and problems of the Rhine-Neckar-Region. Therefore, the scope of the present work is a generalisation of the scope of the previous study answering the following questions:

- ➔ What defines sustainable groundwater resources management?
- ➔ How can the sustainability of groundwater resources management be quantified?
- ➔ What are possible methods or procedures for analysing sustainable groundwater resources management in order to formulate sound measures for improving the sustainability of the resources management plan?

Based on these questions, the main objective of this thesis is the development of a practical method for the assessment of the sustainability of regional groundwater resources management irrespective of specific regional constraints. A tool is provided that allows an early spatial and factual identification of unsustainable developments and that is able to suggest options to improve the situation. Therefore, the following points are discussed in more detail:

- (1) Discussion of existing concepts for the definition and quantification of sustainable groundwater resources management;
- (2) Presentation of a practically-oriented concept for the representation of sustainable groundwater resources management;
- (3) Formulation of hypotheses reflecting sustainable groundwater resources management;
- (4) Development of a method to quantify and assess the hypotheses;
- (5) Implementation of the assessment method within a decision support system and
- (6) Application of the decision support system.

### **Discussion of existing concepts for the definition and quantification of sustainable groundwater resources management**

Before a detailed definition of sustainable groundwater resources management can be provided, a general understanding of the term “sustainable development” must be established. MURCOTT (1997) has counted over 100 different approaches and definitions for this term that covers ecological, economical, and/or societal aspects.

Many of these definitions can be classified by their structure into conceptual and practically-oriented definitions (OTT, 2002). Both classes basically differ in their approach for the formulation of the main guiding principles. Usually, conceptual definitions provide a predefined structure in which the various aspects of a sustainable management have to be fitted (GOODLAND & DALY, 1995; DEUTSCHER BUNDESTAG, 1994). On the other hand, practically-oriented definitions are based on problem related issues and causality paths that are represented in a simplified or abstracted manner (WETERINGS & OPSCHOOR, 1994; JÖRISSEN ET AL., 1999).

The different approaches can also be found in various publications discussing sustainable water resources management (ICWE, 1992; KAHLENBORN & KRAEMER, 1999; LOUCKS & KADEN, 1999). Management of water resources has to consider both the numerous demands

on the water resource itself, including the respective socio-economic consequences, and the system-inherent interrelations of the water cycle and the adjacent ecosystems.

Explicit formulations of guiding principles for sustainable groundwater management are rarely found because groundwater management is usually considered as part of the overall water resources management plan. Nevertheless, a few examples of practically-oriented approaches can be found in DAS GUPTY & ONTA, 1997; GROBOSCH, 2003; KOBUS & MÖDINGER, 2002;helatter also formulating rather concrete requirements for sustainable groundwater resources management. In addition, cultural, economical, societal, and ecological differences and requirements towards sustainable development are to be differentiated on global, national, regional and local scales (GÜNTHER & SCHUH, 2000). Thereby, the temporal scale is in close relation to the spatial scale (KAHLENBORN & KRAEMER, 1999).

Aside from the question of adequate referencing scales, the “measurability” of sustainable development is considered a key issue (ESTY ET AL., 2005). Quantification is usually done by parameterisation, which in general is a simplification of complex system interrelations by abstraction and representation with indicators. Quite often this requires an integrative and multi-disciplinary examination of the underlying system including the complex connections between system impacts and system responses (KOFALK ER AL., 2001). Numerical models and quantitative methods are widely applied in order to deal with the complexity of the present issues. The models and methods can be combined within decision support systems.

### **Presentation of a practicable concept for the representation of sustainable groundwater resources management**

In general, the existing guiding principles for a sustainable development only provide a basic form for reference. But for a practically-oriented application of sustainable groundwater resources management, concrete objectives and measures are to be formulated. Formulation of qualitative objectives or ideals always requires consideration of their practicability, applicability, and relevance. Therefore, an operational concept is developed based on so-called hypotheses for sustainable groundwater resources management. These hypotheses reflect realistic requirements of regional groundwater resources management plan. The satisfaction of the fulfilment of a hypothesis is quantified and represents the result of the assessment process. Additionally, this approach allows for the integration of various stakeholders that have different interests and opinions concerning sustainable groundwater management.

Two aspects of this approach shall be highlighted:

- System relation: processes, interrelations and responses of the system are to be represented as close as possible to the real world. Spatial and temporal scales must be selected accordingly.
- Transparency: the formulation of hypotheses must not be oriented towards idealistic objectives and should illustrate the interrelated processes as clear as possible.

## **Formulation of hypotheses reflecting sustainable groundwater resources management**

In a first step, the primary issues and challenges in terms of groundwater resources management are identified as:

- Over-exploitation of the available groundwater resources.
- Integrated management of surface water and groundwater.
- Contamination of the available groundwater resources.
- Transboundary water resources management and water transfer.

Based on these issues and challenges, various starting points for the definition of specific requirements for the management of groundwater resources and its respective consequences and system states are identified in a second step.

As there are some intersections of cause-and-effect relationships common to some of the issues listed above, an unambiguous classification of impacts due to the groundwater resources management and the responses of the ecosystems and the society is not possible. Therefore, the various processes, interactions, and activities are decoupled and assigned to different spheres of action:

- Groundwater system
- Land use and terrestrial ecosystems
- Surface water bodies
- Transboundary issues
- Groundwater use

These spheres are referenced to or interconnected with the groundwater system by the parameters of groundwater quantity, groundwater quality, and groundwater level (Figure 1). Subsequently, the interconnections are verbally translated into simple guiding principles or requirements (hypotheses) for sustainable groundwater management.

For a practically-oriented groundwater resources management, the regional scale is considered appropriate to cover the relevant processes. Besides hydromorphological aspects and local issues of water resources management planning, administrative and economical constraints might play a role in the determination of the spatial reference area. The temporal scale usually reflects the time-horizon of the relevant processes within the considered region.



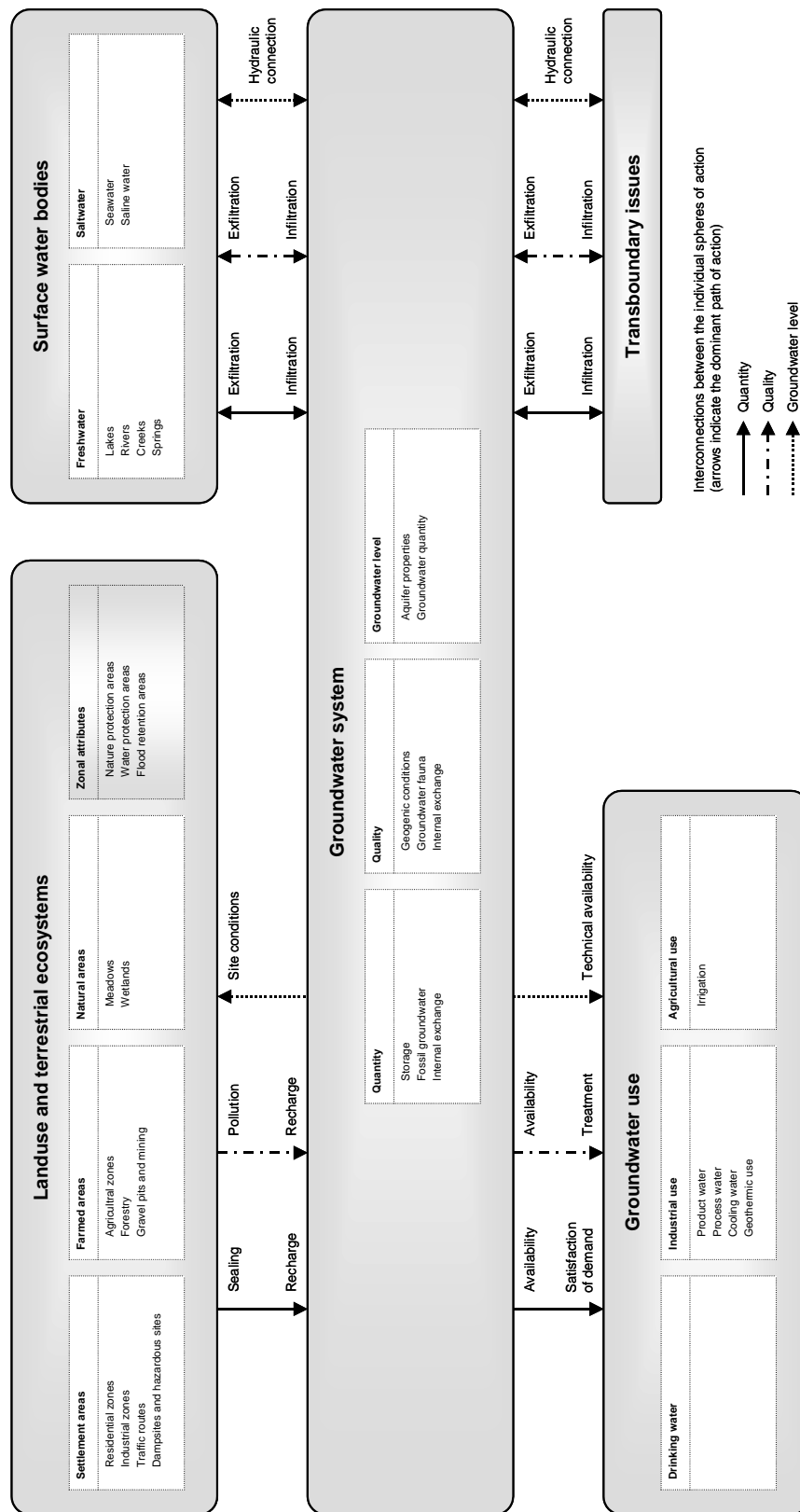


Figure 1: Spheres of action and interconnections for a groundwater system

## Development of a method to quantify and assess the hypotheses

In order to ensure a consistent formulation and assessment of the individual hypotheses, formal conditions have to be adhered. On one hand, this includes a predefined structure for the formulation of a hypothesis. On the other hand, interconnections of parameters representing the hypothesis, as well as, spatial and temporal aggregations must be reflected by mathematical operations. Special attention is given to the treatment of the fuzziness of various issues that arise with the verbal formulation of a hypothesis. Furthermore, different interests and opinions of various stakeholders should be considered in the final assessment of the groundwater resources management plan.

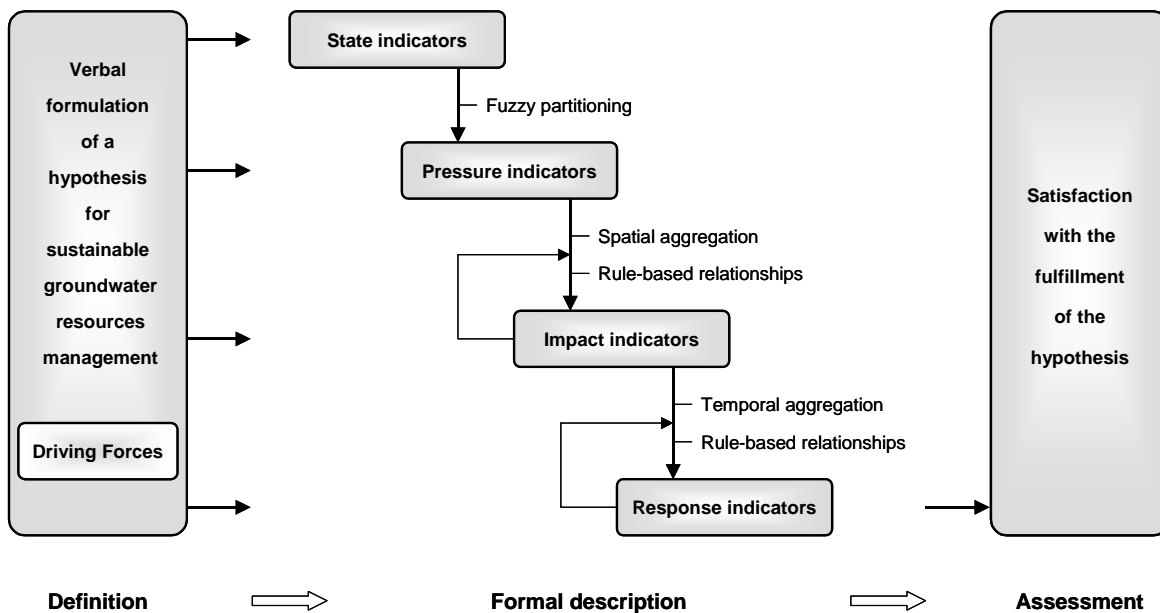
The parameters that describe a hypothesis are reflected by indicators. These indicators are classified within an indicator system for structural reasons and to support a better understanding of the complex cause-and-effect relationships that are expressed by them. The indicator system is mainly based on the DPSIR-approach (*Driving Forces-Pressure-State-Impact-Response*) by SMEETS & WETERINGS (1999). With some modifications to the original system, the class indicators are described as follows:

- *Driving Forces* reflect the motivation of a hypothesis.
- *State* indicators describe the actual state of the underlying system.
- *Pressure* indicators represent the direct stresses that develop from the state of the system.
- *Impact* indicators point out subsequent stresses.
- *Response* indicators show the consequences related to the stresses, in particular the degree of satisfaction with a hypothesis.

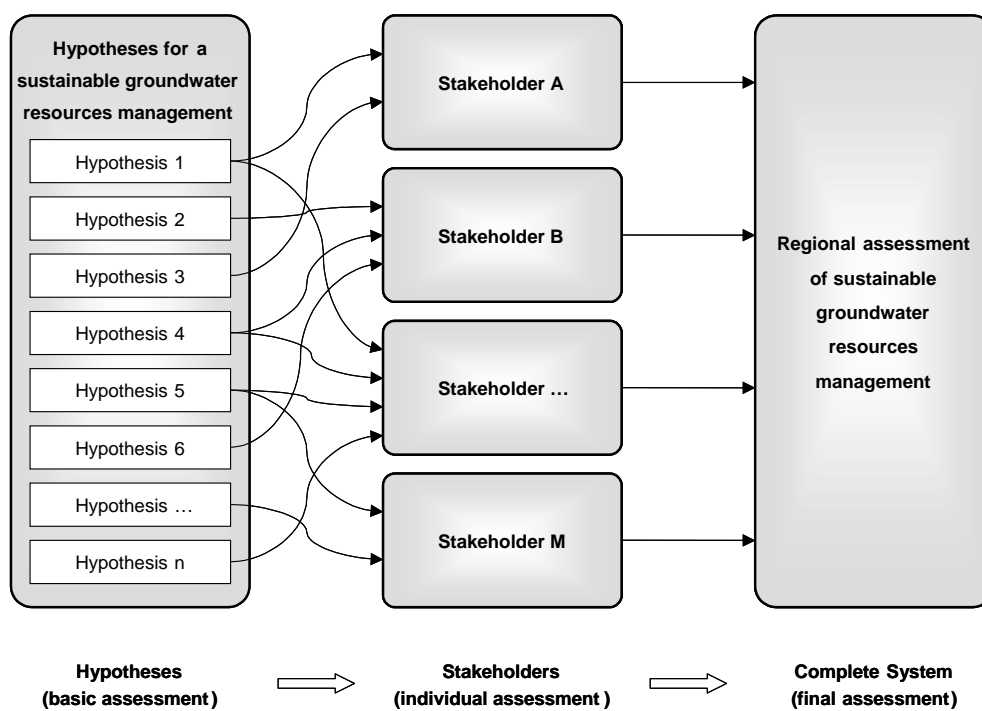
For a better understanding and acceptance of the assessment process, the use of linguistic terms for criteria of and linkages between parameters is considered an important and integral part of the assessment methodology. Fuzzy sets are used for the quantitative representation of the “inexact” verbal expressions. Spatial and temporal aggregations are introduced to incorporate information on different scales. The formal description of a hypothesis is shown in Figure 2.

Grouping different hypotheses to represent interests and requirements of various stakeholders (Figure 3) might lead to a conflict of objectives within a stakeholder group when two or more interests can not be satisfied at the same time or by the same means. Due to conflicting objectives, the aggregation of hypotheses is considered to be a multi-criteria decision problem. The method of *composite programming* (BÁRDOSSY ET AL., 1985) is applied to cover the decision problem methodically. This method allows for grouping of assessment criteria, as well as, their weighting and compensation. Furthermore, it is capable of dealing with fuzzy information.

Finally, the assessment process for a hypothesis, a stakeholder group, or the complete system results in the spatial information about the satisfaction with the fulfilment of the specified conditions or requirements (Figure 4).



**Figure 2:** Flow diagram for the procedure of formal description and assessment of a hypothesis



**Figure 3:** Practically-oriented approach for the assessment of sustainable groundwater resources management

## **Implementation of the assessment method within a decision support system**

As stated above, the primary objective of this work is the prototype development and installation of a decision support system that allows for a practical assessment of groundwater resources management plan with respect to issues related to sustainable development. With such a tool, it is possible to identify critical and/or sensitive areas within the management region and to provide recommendations for the improvement of the future groundwater resources management plan.

The developed decision support system includes numerical models, mathematical methods, and visualisation capabilities in order to support the decision makers during the process of decision making. The specific functionality comprises of:

- Input and management of hypotheses or sustainable groundwater resources management.
- Calculation of system states and assessment of system properties.
- Analysis of system properties with respect to different management scenarios respective to management optimisation. Basis for the calculation of system states is a freely available groundwater flow model, namely MODFLOW2000 (HARBAUGH, 2000). It is also possible to apply other models to determine different parameters.

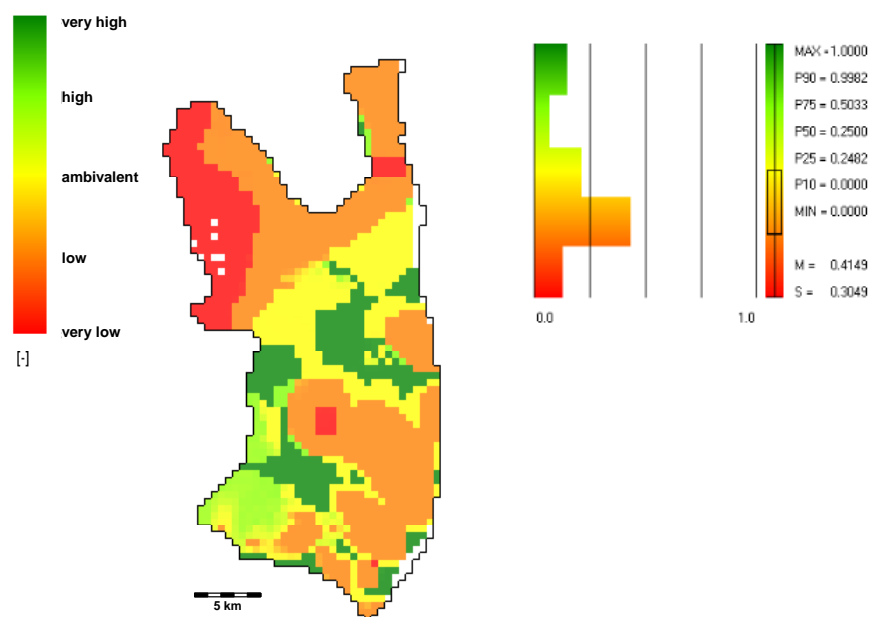
Besides the calculation of system states, the analysis of these states poses an essential challenge because the complex cause-effect relationships and the respective consequences usually cannot be distinguished directly. Therefore, the analysis of system states is supported by the calculation of various sensitivities presented as follows:

- Sensitivities of the model reactions when changing different model boundary conditions
- Sensitivities depending on the fuzziness of the parameter range that is applied to the indicators
- Sensitivities related to the weighting and compensation of hypotheses or stakeholders

## **Application of the decision support system**

As initially described, the study on the “Assessment of groundwater resources management in the Rhine-Neckar-Region with respect to its sustainability” (KOBUS & MÖDINGER, 2002) formed the basis for the present work. With this study, an existing numerical groundwater flow model of the region and some indications about critical areas and possible measures for future water resources management provided a good basis for the application of the assessment concept and the decision support system.

The final outcome of an assessment is provided in Figure 4 which illustrates the exemplary hypothesis results indicating that the spreading of contaminants into non- or less polluted aquifers must be avoided. Herein the areas possessing low satisfaction display a larger gradient differences in groundwater quality in combination with an increased risk of contamination spreading because the vertical gradient direction is the same as the vertical exchange of waters between aquifers.



**Figure 4:** Exemplary results of the assessment of a hypothesis

Different scenario and sensitivity analyses provide valuable information for the identification of sensible areas within the Rhine-Neckar-Region with respect to groundwater management and possibilities for sustainable development. Measures and options to improve groundwater resource management are suggested by this information. Also, the results of the scenario analyses are generally confirmed by an automatic optimisation of the groundwater resources management plan.

## Conclusions

The key issues and findings of the present work are summarised as follows:

- The definition of sustainable groundwater management must consider specific regional conditions and demands. Therefore, a “modular” definition based on hypotheses for sustainable groundwater resources management has been developed and applied.
- Consensus exists relative to the regional scope for practically-oriented assessment of sustainable groundwater management when the catchment area of the system is used as the reference body. Where appropriate, administrative borders have to be crossed in order to ensure the development of a system-wide coherent management strategy. This is supported by the findings from the Rhine-Neckar-Region case study.
- The determination of the spatial scale also has an impact on the formulation of hypotheses for sustainable groundwater management. It might also be possible that in addition to local shortfalls, the groundwater resources management plan is considered sustainable on the regional scale.

- The assessment method provides good transparency. Due to the application of linguistic terms, the method may also be understood by decision makers lacking specific technical expertise. In addition, the specific requirements and interests of individual stakeholders can be considered. This enhances the general acceptance of the decisions based on the assessment in particular.
- The decision support system (DSS) developed in this work proved useful for identifying sensible areas within investigation regions that show deficits in terms of sustainable development. Though the DSS might be used on different spatial scales, the definition and assessment scales of the hypotheses must be adjusted or reformulated accordingly. Therefore, local models having higher spatial and temporal resolution that use DSS results as boundary conditions should be used to draw conclusions for actual local consequences.
- The results of the previous study for the assessment of the groundwater resources management in the Rhine-Neckar-Region were basically confirmed.
- The DSS also provides decision makers with a tool to investigate and compare possible measures for improving future long-term groundwater resources management. Thereby, technical, as well as, politically justifiable management options can be pre-defined. The bandwidth of possible and even hypothetical actions forms the basis for further discussions about groundwater resources management plan.
- The primary objective of the groundwater resources management plan should be long-term sustainability. General goals providing a direction for future resources management are to be formulated. Compensation of specific short-term or seasonal variations or impacts is not considered an objective of/for regional groundwater resources management. If necessary, this might be managed by scheduled local well extractions.

The developed approach for the formal description and assessment of a regional sustainable groundwater resources management and the integration of this method into a practical decision support system proves to be successful. With this work, a tool is available to examine impacts and responses of different groundwater resources management plans on a system-oriented base and to derive options for the improvement of the sustainability of the groundwater resources management.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1 Einführung</b>	<b>1</b>
1.1 Motivation .....	1
1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise .....	2
1.3 Fallstudie Rhein-Neckar-Raum .....	4
<b>2 Ansätze zur Beschreibung und Erfassung einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Wasserressourcen</b>	<b>7</b>
2.1 Grundlagen einer nachhaltigen Entwicklung .....	7
2.1.1 Entwicklung des Begriffs der Nachhaltigkeit .....	7
2.1.2 Bestehende Leitbilder und Konzepte .....	9
2.2 Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft .....	13
2.2.1 Dublin Principles .....	14
2.2.2 Nachhaltigkeitsprinzipien nach KAHLENBORN & KRAEMER .....	15
2.2.3 Technisch orientierte Ansätze .....	15
2.2.4 Spezifische Ansätze für die Grundwasserbewirtschaftung .....	17
2.3 Quantifizierung von Nachhaltigkeit .....	18
2.3.1 Bezugshorizonte .....	18
2.3.2 „Direkte“ Methoden .....	20
2.3.3 Entscheidungsunterstützungssysteme .....	21
2.4 Bestehende Defizite .....	25
<b>3 Konzeptioneller Ansatz für die Konkretisierung und Umsetzung eines Leitbildes für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung</b>	<b>27</b>
3.1 Operationelle Definition .....	27
3.2 Konkretisierung der Bezugshorizonte .....	29
3.2.1 Räumlicher Bezugshorizont .....	29
3.2.2 Zeitlicher Bezugshorizont .....	29
3.2.3 Sachlicher Bezugshorizont .....	30
<b>4 Hypothesen für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung</b>	<b>33</b>
4.1 Herausforderungen in der Grundwasserbewirtschaftung .....	33
4.1.1 Übernutzung der vorhandenen Grundwasserressourcen .....	34
4.1.2 Integrierte Bewirtschaftung von Oberflächengewässern und Grundwasser .....	37
4.1.3 Kontamination der vorhandenen Grundwasserressourcen .....	38
4.1.4 Bewirtschaftung grenzüberschreitender Aquifere und Wassertransfer .....	39

4.2	Zuordnung von Wirkungsbereichen.....	41
4.2.1	Wirkungsbereich Grundwassersystem.....	43
4.2.2	Wirkungsbereich Landökosysteme und Landnutzung.....	44
4.2.3	Wirkungsbereich Oberflächengewässer.....	49
4.2.4	Wirkungsbereich Nachbarregionen.....	51
4.2.5	Wirkungsbereich Grundwassernutzung .....	51
4.3	Übersicht.....	53
<b>5</b>	<b>Entwicklung einer Bewertungsmethodik</b>	<b>57</b>
5.1	Methodische Grundlagen .....	57
5.1.1	Indikatoren .....	57
5.1.2	Indikatorensysteme.....	60
5.1.3	Unsicherheiten .....	65
5.1.4	Fuzzy Logic .....	67
5.1.5	Mehrkriterielle Entscheidungsverfahren .....	70
5.1.6	Darstellung und Aggregation räumlich verteilter Bewertungen.....	73
5.2	Bewertung einer Hypothese.....	74
5.2.1	Konzeptioneller Ansatz .....	74
5.2.2	<i>STATE</i> -Indikatoren.....	76
5.2.3	<i>PRESSURE</i> -Indikatoren.....	77
5.2.4	<i>IMPACT</i> -Indikatoren.....	77
5.2.5	<i>RESPONSE</i> -Indikatoren .....	78
5.3	Bewertung des Gesamtsystems .....	78
5.3.1	Bewertung innerhalb einer Anspruchsgruppe .....	78
5.3.2	Bewertung unter Berücksichtigung aller Anspruchsgruppen.....	79
<b>6</b>	<b>Aufbau des Entscheidungsunterstützungssystems</b>	<b>81</b>
6.1	Systemarchitektur .....	81
6.1.1	Datenverwaltung.....	82
6.1.2	Methoden und Analyseverfahren .....	83
6.1.3	Benutzerschnittstelle .....	84
6.1.4	Programmtechnische Umsetzung .....	84
6.2	Bedienung des Entscheidungsunterstützungssystems .....	87
6.2.1	Bearbeitung der Simulationsmodelle .....	88
6.2.2	Definition von Szenarien.....	88
6.2.3	Umsetzung einer Hypothese.....	89
6.2.4	Darstellung einer Anspruchsgruppe .....	94
6.2.5	Nutzung der Online-Hilfe .....	94
6.3	Ergebnisdarstellung und Auswertungsmöglichkeiten .....	95
6.3.1	Bestimmung von Sensitivitäten .....	98
6.3.2	Szenarioanalyse.....	101
6.3.3	Automatisierung der Optimierung.....	101



<b>7 Anwendung des Entscheidungsunterstützungssystems</b>	<b>107</b>
7.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes .....	107
7.1.1 Hydrogeologische Aspekte .....	108
7.1.2 Aktuelle Bewirtschaftungssituation.....	110
7.1.3 Numerisches Grundwassermodell.....	111
7.2 Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung.....	114
7.2.1 Auswertung der Hypothesen.....	114
7.2.2 Auswertung der Anspruchsgruppen.....	128
7.3 Ansätze zur Verbesserung der Grundwasserbewirtschaftungsstrategie.....	134
7.3.1 Szenarioanalyse .....	134
7.3.2 Automatisierte Optimierung.....	147
<b>8 Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>151</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>163</b>
<b>Anhang</b>	<b>175</b>
A.1 Ausgewählte Bildschirme des Entscheidungsunterstützungssystems .....	175
A.2 Ergänzende Abbildungen zur Szenarioanalyse .....	179



# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1: Modellgebiet der Fallstudie Rhein-Neckar-Raum, Betrachtungsraum Baden-Württemberg.....	4
Abbildung 2.1: Idealtypische Zielsetzungsstrategie bei der Umsetzung eines Leitbildes für eine nachhaltige Entwicklung.....	10
Abbildung 2.2: Das Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit.....	11
Abbildung 2.3: Entscheidungsfindungsprozess und dessen Unterstützung mit Hilfe eines DSS.....	22
Abbildung 3.1: Konzeptioneller Ansatz zur Umsetzung des regionsspezifischen Leitbildes einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung.....	28
Abbildung 4.1: Grundwassersystem als Teil des hydrologischen Kreislaufs.....	34
Abbildung 4.2: Schema eines grenzüberschreitenden Aquifers.....	40
Abbildung 4.3: Wirkungsbereiche und die Verknüpfungen zum Grundwassersystem.....	42
Abbildung 4.4: Mögliche Einstufung des Grundwasserstands bezüglich der Vernässungsproblematik unter Gebäuden.....	45
Abbildung 4.5: Mögliche Einstufung des Flurabstands für landwirtschaftlich genutzter Flächen.....	47
Abbildung 5.1: Datenpyramide.....	58
Abbildung 5.2: Präferenzmatrix am Beispiel Grundwasserentnahmen.....	63
Abbildung 5.3: Darstellung des DPSIR-Ansatzes.....	64
Abbildung 5.4: Arten von Unsicherheiten.....	66
Abbildung 5.5: Unterteilung einer Variablen in linguistische Werte bzw. Fuzzy Sets am Beispiel der Einschätzung der Lufttemperatur.....	68
Abbildung 5.6: Hierarchische Darstellung eines Zielsystems.....	72
Abbildung 5.7: Graphische Darstellung der Bewertung einer Hypothese bezogen auf den Betrachtungsraum.....	73
Abbildung 5.8: Mögliche Pfade für die Aggregation räumlich verteilter Daten.....	74
Abbildung 5.9: Modifiziertes Indikatorensystem für die Darstellung einer Hypothese....	75
Abbildung 5.10: Ablaufdiagramm für die Ausgestaltung und Bewertung einer Hypothese	76
Abbildung 6.1: Systemarchitektur eines DSS.....	82
Abbildung 6.2: Implementierung und Kopplung unterschiedlicher Programmteile.....	86
Abbildung 6.3: Übersicht der graphischen Benutzeroberfläche.....	87
Abbildung 6.4: Definition einer Hypothese, Allgemeine Informationen.....	89
Abbildung 6.5: Definition einer Hypothese, Unterteilung des Wertebereichs eines Indikators.....	93

Abbildung 6.6: Definition einer Hypothese, Aufstellen eines Regelsystems.....	93
Abbildung 6.7: Darstellung einer Anspruchsgruppe mit Definition der Interessensschwerpunkte .....	94
Abbildung 6.8: Hauptmenü der Online-Hilfe .....	95
Abbildung 6.9: Darstellung der zeitlichen Entwicklung eines Parameters in einer Bewertungszelle .....	96
Abbildung 6.10: Statistische Aufbereitung der räumlich verteilten Daten.....	96
Abbildung 6.11: Systematische Änderungen der Fuzzy Sets zur Erfassung der Sensitivitäten .....	100
Abbildung 6.12: Szenarioanalyse .....	102
Abbildung 6.13: Erweiterung des modifizierten Indikatorensystems .....	103
Abbildung 6.14: Ablaufdiagramm Optimierung .....	104
Abbildung 6.15: Steuerung der Optimierung .....	104
Abbildung 6.16: Relativer Einfluss unterschiedlicher Brunnengruppen im OGWL auf den Grundwasserstand .....	105
Abbildung 7.1: Abgrenzung des Modell- und Untersuchungsgebiets .....	108
Abbildung 7.2: Schema der hydrogeologischen Gliederung des Oberrheingraben bei Mannheim.....	109
Abbildung 7.3: Differenzen der Grundwasserstände für das Szenario <i>Zustand STATUS QUO</i> im OGWL bei Vergleich der Modellergebnisse zwischen neuem LfU-Modell und dem modifizierten Modell.....	113
Abbildung 7.4: Zufriedenheit mit Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch) .....	115
Abbildung 7.5: Zufriedenheit mit Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung) .....	115
Abbildung 7.6: Zufriedenheit mit Hypothese 5 (nasse Keller) .....	116
Abbildung 7.7: Zufriedenheit mit Hypothese 6 (Setzungen) .....	116
Abbildung 7.8: Zufriedenheit mit Hypothese 7 (Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen).....	117
Abbildung 7.9: Zufriedenheit mit Hypothese 8 (Schwankungen Grundwasserstand).....	117
Abbildung 7.10: Zufriedenheit mit Hypothese 9 (Abweichung vom langjährigen Grundwasserstand) .....	118
Abbildung 7.11: Zufriedenheit mit Hypothese 10 (Mindestwasserabfluss).....	118
Abbildung 7.12: Zufriedenheit mit Hypothese 11 (Schwankungsbreite Austausch Grundwasser - Oberflächengewässer).....	119
Abbildung 7.13: Zufriedenheit mit Hypothese 12 (Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer).....	120
Abbildung 7.14: Analyse der vertikalen Austauschraten.....	121
Abbildung 7.15: Vertikaler Austausch zwischen OGWL und MGWL.....	122
Abbildung 7.16: Grundwasserqualitätsunterschiede zwischen OGWL und MGWL .....	122
Abbildung 7.17: Einschätzung des Grundwasserstandes für die Gefährdung von Kellergeschossen anhand des mittleren Flurabstands.....	124

Abbildung 7.18: Einschätzung der Schwankungs-breite des Grundwasserstands bezüglich Setzungsgefährdung.....	124
Abbildung 7.19: Momentanaufnahme der Veränderung der Standort-verhältnisse bezüglich Eignung für landwirtschaftliche Nutzungen.....	124
Abbildung 7.20: Häufigkeit, wie oft keine Änderung der charakteristischen Schwankungen des Grund-wasserstands festgestellt wurde.....	124
Abbildung 7.21: Sensitivität des Grundwasserstands:.....	127
Abbildung 7.22: Austausch und Wasserqualitätsunterschiede zwischen OGWL und MGWL.....	127
Abbildung 7.23: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Wasserwirtschaftsbehörden.....	131
Abbildung 7.24: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Öffentliche Wasserversorger.....	131
Abbildung 7.25: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Siedlungen.....	132
Abbildung 7.26: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Landnutzungen.....	132
Abbildung 7.27: Zufriedenheit mit dem Gesamtsystem.....	133
Abbildung 7.28: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch).....	137
Abbildung 7.29: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung).....	137
Abbildung 7.30: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 5 (nasse Keller).....	137
Abbildung 7.31: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 6 (Setzungen).....	137
Abbildung 7.32: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Wasserwirtschaft.....	139
Abbildung 7.33: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Siedlungen.....	139
Abbildung 7.34: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Landnutzungen.....	139
Abbildung 7.35: Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem.....	139
Abbildung 7.36: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch).....	143
Abbildung 7.37: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung).....	143
Abbildung 7.38: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 5 (nasse Keller).....	143
Abbildung 7.39: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 6 (Setzungen).....	143
Abbildung 7.40: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Wasserwirtschaft.....	144

Abbildung 7.41: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Siedlungen.....	144
Abbildung 7.42: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Landnutzungen.....	144
Abbildung 7.43: Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem.....	144
Abbildung 7.44: Vergleich der Verlagerungsszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem.....	146
Abbildung 7.45: Vergleich der Reduktionsszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem.....	146
Abbildung 7.46: Geographische Unterteilung der Entnahmen.....	147
Abbildung 7.47: Protokoll eines Optimierungslaufs .....	148
Abbildung 7.48: Vergleich der Optimierungsszenarien <i>Verlagerung 050</i> (vor Optimierung) und <i>Verlagerung 050 opt</i> (nach Optimierung), Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem.....	149

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Nachhaltigkeitsprinzipien .....	16
Tabelle 2.2:	Mittlere Verweilzeiten von Wasser.....	20
Tabelle 4.1:	Hypothesen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung.....	54
Tabelle 5.1:	Kriterienkatalog für ein Umweltindikatorensystem .....	61
Tabelle 7.1:	Wasserbilanzen im Modellgebiet .....	110
Tabelle 7.2:	Vergleich der Wasserbilanzen für das Szenario <i>Zustand STATUS QUO</i> bei Simulation mit dem LfU-Modell und dem modifizierten Modell .....	113
Tabelle 7.3:	Übersicht Bewertung der Hypothesen.....	114
Tabelle 7.4:	Übersicht <i>Driving Forces</i> der Hypothesen .....	128
Tabelle 7.5:	Übersicht Zusammensetzung der Anspruchsgruppen .....	129
Tabelle 7.6:	Übersicht Belange der Anspruchsgruppen.....	130
Tabelle 7.7:	Übersicht Zufriedenheit mit dem Gesamtsystem .....	133
Tabelle 7.8:	Übersicht der verwendeten Szenarien.....	135
Tabelle 7.9:	Zusammenfassung Referenzvergleich .....	138
Tabelle 7.10:	Zusammenfassung Vergleich der Optionen Verlagerung und Reduktion	142





# Abkürzungen

CSD	Commission on Sustainable Development
DLL	Dynamic Link Library
DSS	Decision Support System, Entscheidungsunterstützungssystem
EEA	European Environment Agency
EU-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
GIS	Geographisches Informationssystem
HTML	Hypertext Markup Language
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources
PBSM	Pflanzenbehandlungs- und -schutzmitteln
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
UNEP	United Nations Environment Programme
WCED	World Commission on Environment and Development
XML	Extensible Markup Language



# 1 Einführung

*„Das Prinzip aller Dinge ist das Wasser, denn Wasser ist alles und ins Wasser kehrt alles zurück.“*

THALES VON MILET (624-546 v.CHR.)

## 1.1 Motivation

Wasser hat eine wesentliche Bedeutung für unser Leben und den Naturhaushalt. Es ist Lebenselement, erneuerbare Ressource und Kulturgut zugleich (WBGU, 1997). Dabei stellt Grundwasser die wichtigste Süßwasserressource der Erde dar. Allerdings ist seine Verfügbarkeit regional und zeitlich sehr unterschiedlich. Dies ist abhängig von den hydrologischen und hydrogeologischen Rahmenbedingungen, wie z. B. dem Klima oder der geographischen Lage (GLEICK, 1993).

Grundwasser ist nach DIN 4049 „unterirdisches Wasser, das Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegungsmöglichkeiten ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird“. Diese nüchterne Definition erschließt jedoch keinesfalls die vielfältige Bedeutung des Grundwassers für die Natur und den Menschen. Grundwasser war und ist ein wichtiger Standortfaktor für die Entwicklung der Bevölkerung und der Wirtschaft in einer Region, wobei neben der Quantität auch die Qualität des Wassers von Bedeutung ist. Die vielfältige und regional sehr differenzierte Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser, industrielles Brauchwasser oder für landwirtschaftliche Bewässerung stellt eine quantitative Belastung der Grundwasserressource dar. Darüber hinaus kann zum Beispiel durch den Einsatz von Düngemitteln oder Pflanzenbehandlungs- und -schutzmitteln (PBSM) in der Landwirtschaft, durch Leckagen bei industriellen Anlagen, durch Uferfiltrat bei belasteten Oberflächengewässern oder durch Salzwasserintrusion bei küstennahen Grundwasserleitern die Qualität des Grundwassers beeinträchtigt werden.

Um den Bedarf an Grundwasser stets im Rahmen der quantitativen und qualitativen Verfügbarkeit zu halten, ist ein verantwortungsvoller und weitsichtiger Umgang mit den vorhandenen Wasserressourcen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung unerlässlich. Mit der Einführung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) im Jahr 2000 wurde in der Europäischen Union ein wichtiger Schritt hin zu einer nachhaltigen Wasserwirtschaft getan. Ein wichtiges Ziel der Richtlinie ist der Schutz und die Verbesserung des quantitativen und qualitativen Zustandes des Grundwassers als Grundlage einer nachhaltigen Wassernutzung (EU, 2000: §1).

Es gibt allerdings keine klaren Vorgaben, was eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung ausmacht. Im Auftrag des Landes Baden-Württemberg wurde daher eine Projektstudie in durchgeführt, die sich mit der Fragestellung der Nachhaltigkeit der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum befasst hat (Kapitel 1.3). Dort wurden aufgrund der unzureichenden Wasserqualität der Oberflächengewässer und des

oberflächennahen Grundwasserwassers verstärkt Entnahmen in tiefere Grundwasserschichten verlegt. Dadurch hat sich das Risiko von Schadstoffverschleppungen in bislang unbelastete Grundwasserschichten wesentlich erhöht. Aufgrund anstehender Bewilligungen von längerfristiger Entnahmerechten stellte sich daher die Frage, ob die aktuelle Bewirtschaftung noch im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung ist und welche Auflagen bei Erteilung der Bewilligung beachtet werden müssen, um einer nachhaltigen Bewirtschaftung gerecht zu werden. Im Rahmen dieser Studie konnten Problembereiche identifiziert und Empfehlungen für die weitere Grundwasserbewirtschaftung ausgesprochen werden. Allerdings war eine umfassende Beantwortung der Frage nach der Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung nur eingeschränkt und auf den Rhein-Neckar-Raum beschränkt möglich.

Daraus ergaben sich für diese Arbeit folgende Fragestellungen:

- ➔ **Was versteht man grundsätzlich unter einer nachhaltigen, regionalen Grundwasserbewirtschaftung?**
- ➔ **Wie lässt sich die Nachhaltigkeit der Grundwasserbewirtschaftung quantifizieren?**
- ➔ **Welche Möglichkeiten gibt es, die Grundwasserbewirtschaftung dahingehend zu analysieren, dass fundierte Vorschläge für eine Verbesserung der nachhaltigen Bewirtschaftung formuliert werden können?**

## 1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Aus den Fragestellungen lässt sich als Ziel dieser Arbeit die Entwicklung eines praxisnahen Verfahrens zur Bewertung der Nachhaltigkeit einer regionalen Grundwasserbewirtschaftung ohne regionsspezifische Einschränkungen ableiten. Damit soll ein Werkzeug zu Verfügung gestellt werden, mit dem nicht-nachhaltige Entwicklungen frühzeitig sachlich und räumlich identifiziert und Handlungsoptionen zur Verbesserung der Situation bestimmt werden können. Konkret werden hierfür folgende Punkte bearbeitet:

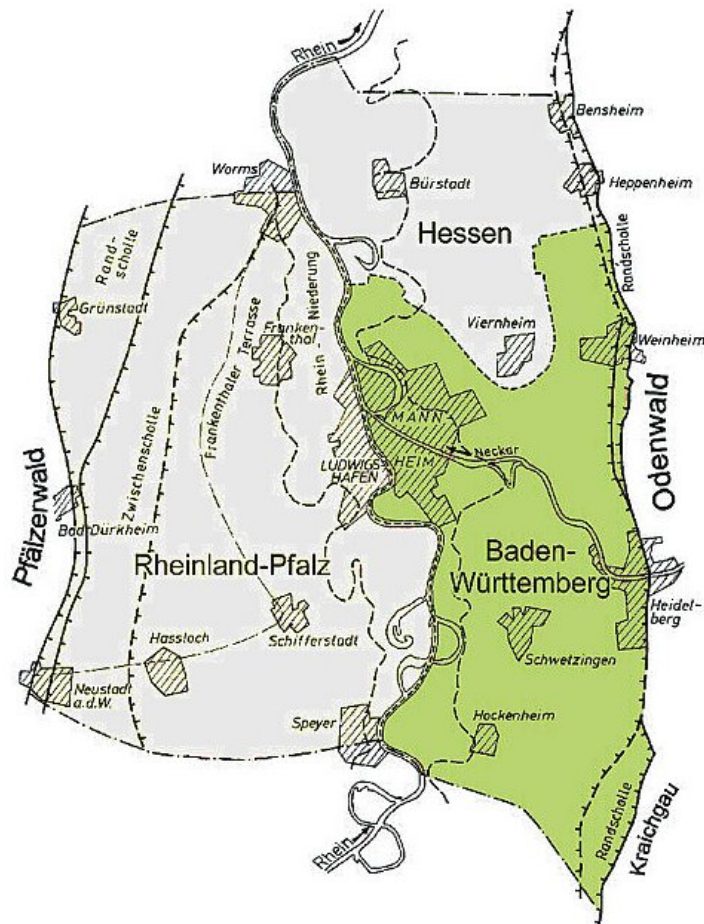
- Diskussion der vorhandenen Methoden zur Beschreibung und Erfassung nachhaltiger Grundwasserbewirtschaftung (Kapitel 2)

Mittlerweile gibt es unzählige Sichtweisen und Definitionen des Begriffes der Nachhaltigkeit (MURCOTT, 1997) in den unterschiedlichsten Bereichen (Ökologie, Ökonomie, Gesellschaft, Politik, etc.). Zur Konkretisierung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung ist daher zunächst zu klären, was grundsätzlich unter dem Begriff zu verstehen ist. Speziell soll dabei auf die Diskussion der Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft eingegangen werden. Bei der konkreten Bewertung und Umsetzung einer nachhaltigen Bewirtschaftung wird zwangsläufig eine Quantifizierung derselben notwendig. Aufgrund der komplexen Zusammenhänge finden dabei häufig Entscheidungsunterstützungssysteme Anwendung. Ziel dieses Kapitels ist es, vorhandene Defizite bei der Beschreibung nachhaltiger Grundwasserbewirtschaftung aufzuzeigen und den methodischen Ausgangspunkt dieser Arbeit festzulegen.

- Darstellung eines umsetzungsfähigen Konzeptes für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung (Kapitel 3)  
Die existierenden Leitbilder einer nachhaltigen Entwicklung stellen in aller Regel nur einen gedanklichen Orientierungsrahmen dar. Für die praktische Umsetzung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung müssen jedoch konkrete Ziele und Maßnahmen formuliert werden. Es ist notwendig, nicht nur qualitative Ziele oder Ideale zu formulieren, sondern gleichzeitig auch die praktische Umsetzung derselben zu berücksichtigen. Daher soll ein operationelles Leitbild formuliert werden, das sich durch sogenannte Hypothesen für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung darstellen und quantifizieren lässt. Die Hypothesen orientieren sich dabei an den realen Anforderungen einer regionalen Bewirtschaftung. Von Bedeutung ist hier auch der räumliche und zeitliche Kontext, in dem diese Hypothesen zu sehen sind.
- Formulierung von Hypothesen zur Umsetzung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung (Kapitel 4)  
Die spezifischen Anforderungen an die Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen sowie die sich daraus ergebenden Konsequenzen und Systemzustände werden in Form von einfachen Leitlinien oder Bedingungen dargestellt. Dabei ist auf systeminterne Abhängigkeiten ebenso zu achten wie auf die ausgewogene Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Belange.
- Entwicklung einer Methodik zur Erfassung und Bewertung der Hypothesen (Kapitel 5)  
Um eine einheitliche Behandlung und schließlich Bewertung der einzelnen Hypothesen gewährleisten zu können, müssen bestimmte formale Rahmenbedingungen eingehalten werden. Zum einen beinhaltet dies die Vorgabe einer Struktur, die bei der Formulierung einer Hypothese beachtet werden muss. Zum anderen sind es mathematische Operationen, die bei der Auswertung und Verknüpfung der verschiedenen, der Hypothese zu Grunde liegenden Parameter Anwendung finden. Besondere Beachtung findet dabei die Behandlung unscharfer Sachverhalte, die unter anderem auch durch die verbale Formulierung der Hypothesen entstehen.
- Einbindung der Methodik in ein praxisnahes Entscheidungsunterstützungssystem (Kapitel 6)  
Ein Entscheidungsunterstützungssystem (Decision Support System, DSS) ist ein Sammelbegriff für computergestützte Methoden, die für einen Entscheidungsprozess den Entscheidungsträgern zur Verfügung stehen. Das hier entwickelte DSS hat dabei drei Aufgaben: Eingabe und Verwaltung der Hypothesen, Berechnung und Bewertung der Systemzustände, sowie die Analyse der Systemzustände unter Berücksichtigung verschiedener Bewirtschaftungsszenarien bzw. die Optimierung derselben.
- Anwendung des Entscheidungsunterstützungssystems (Kapitel 7)  
Während der Studie zur Bewertung der Nachhaltigkeit der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum wurden bereits unterschiedliche Bewirtschaftungsstrategien und Systemzustände analysiert. Somit bietet es sich an, die hier entwickelte Bewertungsmethodik auf diesen Raum anzuwenden. Dies erlaubt auch eine praxisbezogene Überprüfung des Entscheidungsunterstützungssystems.

## 1.3 Fallstudie Rhein-Neckar-Raum

Der Rhein-Neckar-Raum ist eine sehr dicht besiedelte Region, die sich anteilig auf die drei Bundesländer Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen verteilt (Abbildung 1.1). Insgesamt leben ca. 1.2 Millionen Menschen in und um das Wirtschaftszentrum Mannheim/Ludwigshafen herum.



**Abbildung 1.1:** Modellgebiet der Fallstudie Rhein-Neckar-Raum, Betrachtungsraum Baden-Württemberg (aus UVM, 1999)

Die intensive Nutzung der großen Grundwasservorräte im Oberrheingraben hat maßgeblich zur wirtschaftlichen Entwicklung dieser Region beigetragen. Die hohen Entnahmeraten im Verhältnis zur Neubildung durch Niederschlag, sowie die gebietsweise hohen Schadstoffbelastungen im oberen Grundwasserleiter führten zu der Frage, wie die Versorgung mit ortsnahem Grundwasser unter quantitativen und qualitativen Gesichtspunkten langfristig gesichert werden kann. Problematisch ist dabei insbesondere die verstärkte Entnahme aus tieferen Grundwasserschichten und der damit verbundenen Umkehr der ursprünglichen Druckverhältnisse, was ein erhöhtes Risiko der Schadstoffverschleppung in bislang

unbelastete, tiefere Grundwasserleiter darstellt. Darüber hinaus werden aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsansprüche und Schutzbedürfnisse verschiedener Interessengruppen hohe, teilweise auch konkurrierende Anforderungen bezüglich der Bewirtschaftung und des Schutzes des Ländergrenzen überschreitenden, aber gemeinsam genutzten Grundwasservorkommens gestellt.

Mit der Durchführung der Studie wurden folgende, aufeinander aufbauende Ziele verfolgt:

- Definition von Grundsätzen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung
- Entwicklung von Kriterien zur Beurteilung der zukünftigen Entwicklung der Grundwassersituation
- Ermittlung von Handlungsoptionen zum Erreichen einer nachhaltigeren Grundwasserbewirtschaftung

Im Vordergrund der Untersuchungen standen intensive numerische Fallstudien mit einem regionalen Grundwasserströmungsmodell. Dieses Modell wurde im Rahmen der „Hydrogeologischen Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum“ (UVM, 1999) erstellt. Die Modelluntersuchungen haben gezeigt, dass im Rhein-Neckar-Raum unabhängig von der Bewirtschaftung langfristig nicht mit einem reduzierten Grundwasserdargebot gerechnet werden muss, da aufgrund des Austausches mit den großen Oberflächengewässern Rhein und Neckar die Wasserbilanz stets ausgeglichen wird. Die Konsequenzen eines verstärkten Austausches mit Oberflächengewässern liegen allerdings in einem erhöhten Verschleppungspotenzial von Schadstoffen zwischen den beiden Wasserkörpern sowie in einem möglichen Trockenfallen kleinerer Gewässer und Quellen, die dadurch ihre ökologische Funktion nicht mehr erfüllen können.

Die Problematik der Schadstoffverschleppung in tiefere Grundwasserstockwerke ist also nach wie vor gegeben und kann nur durch gemeinsame Anstrengungen aller beteiligter Länder angegangen werden. Dabei hat sich gezeigt, dass Maßnahmen der Entnahmeverlagerung in den oberen Grundwasserleiter effektiver sind als die flächenhafte Reduktion der Entnahmen. Analysen zu Standortbedingungen unterschiedlicher Landnutzungen führten zu Sensitivitätskarten, die neben der allgemeinen Einschätzung der Bedingungen auch Aussagen über die Stabilität dieser Verhältnisse hinsichtlich hydrologischer Einflüsse erlauben.

Eine Bewirtschaftungsstrategie zum Ausgleich der hydrologischen Schwankungen ist nicht angestrebt. Darüber hinaus wäre dies im Bereich der Rheinniederungen aufgrund des dominanten Einflusses des Rheinwasserspiegels auf den Grundwasserstand auch nicht möglich.

Bestandteil der Studie war auch die sozialwissenschaftliche Begleitung durch die Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg. Repräsentanten von Öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen, von verschiedenen Behörden, von Unternehmen und von Verbänden aus der Agrarwirtschaft und dem Umweltschutz wurden in die Untersuchungen miteinbezogen. Anhand eines standardisierten Fragebogens wurde die Wissens- und Interessenslage erkundet, analysiert und in einem Workshop sowie einer Abschlussveranstaltung weiter vertieft. Es konnte ein grundlegender Konsens über die Ziele

einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung festgestellt werden, wobei die verschiedenen Maßnahmen zur Umsetzung unterschiedlichen Zuspruch erhalten haben.

Die Kombination von Modelluntersuchungen und Einbeziehung der unterschiedlichen Interessensgruppen hat sich als sehr erfolgreich hinsichtlich der Akzeptanz und der Lösungsfindung erwiesen. Es wurde deutlich, dass alle Beteiligten an einem transparenten und frühzeitigen Informationsaustausch nicht nur über die eigene Position interessiert sind, und dass ein grundsätzliches Verständnis für die komplexen Vorgänge und Beziehungen im und mit dem Grundwassersystem vermittelt werden muss.

Detaillierte Ausführungen zum Vorgehen und den Ergebnissen dieser Studie finden sich in KOBUS & MÖDINGER (2002), wobei auf das Grundwassermodell und die Ergebnisse der Modellrechnungen auch noch in Kapitel 7.1 eingegangen wird.



## 2 Ansätze zur Beschreibung und Erfassung einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Wasserressourcen

*Wasserwirtschaft ist die Summe einer Vielzahl von sehr unterschiedlichen Einzelaktivitäten und Verfahren zur Verteilung und Regulierung von Wasser zur Erfüllung menschlicher Bedürfnisse*

aus STEINBERG ET AL. (2002)

Der Begriff der Nachhaltigkeit wird spätestens seit den 1990er Jahren in Wissenschaft, Wirtschaft, Politik und vielen anderen Bereichen unserer Gesellschaft verwendet. Allerdings werden mit diesem Begriff auch jeweils unterschiedliche Zielsetzungen verbunden (MILDNER, 2003; SCHUH, 2001). Dies zeigt sich insbesondere in den unzähligen Varianten der Übersetzung des englischen Begriffes *Sustainable Development*. Dabei wird eine nachhaltige Entwicklung häufig auch als „dauerhaft“, „tragfähig“, „zukunftsfähig“ oder „dauerhaft-umweltgerecht“ bezeichnet (SRU, 1994; ATMATZIDIS ET AL., 1995), wobei diese Begriffe nicht notwendigerweise synonym verwendet werden können. Allein MURCOTT (1997) in Ergänzung zu PEARCE (1989) kommt auf über 100 unterschiedliche Definitionen von Nachhaltigkeit. Was genau darunter zu verstehen ist, bleibt weiterhin Gegenstand zahlreicher Diskussionen und Veröffentlichungen und lässt die Zahl der Definitionen stetig steigen. Eine umfassende Betrachtung des Begriffs kann daher im Rahmen dieser Arbeit nicht geleistet werden. Vielmehr soll zielgerichtet das Verständnis für die in dieser Arbeit vertretene Auffassung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung erarbeitet werden.

In Kapitel 2.1 wird zunächst auf die allgemeine Entwicklung des Begriffs der Nachhaltigkeit eingegangen. Dabei werden auch verschiedene Leitbilder und Konzepte zur Beschreibung einer nachhaltigen Entwicklung vorgestellt. Kapitel 2.2 befasst sich mit der Konkretisierung des Begriffes für die Wasserwirtschaft. Verschiedene Aspekte der quantitativen Beschreibung der Nachhaltigkeit werden in Kapitel 2.3 diskutiert. Kapitel 2.4 fasst die bestehenden Defizite zur Beschreibung und Erfassung einer nachhaltigen Wasserwirtschaft zusammen.

### 2.1 Grundlagen einer nachhaltigen Entwicklung

#### 2.1.1 Entwicklung des Begriffs der Nachhaltigkeit

Im Bereich der Forstwirtschaft lassen sich wesentliche Merkmale einer nachhaltigen Bewirtschaftung bis in die Mitte des 12. Jahrhunderts zurückverfolgen (SCHUH, 2001). Die Ursprünge des Begriffes der Nachhaltigkeit selbst gehen zurück bis ins frühe 18. Jahrhundert auf eine Schrift zur Forstwirtschaft von VON CARLOWITZ (1713). Demnach kann eine

beständige und langfristige Nutzung des Waldes nur dann gewährleistet werden, wenn maximal soviel Holz geschlagen wird, wie im gleichen Zeitraum nachwachsen kann. Im Vordergrund stand dabei die ökonomisch motivierte Bewahrung des Waldes als Rohstoffquelle (MILDNER, 2003).

Die heutige Diskussion um den Begriff der Nachhaltigkeit hat ihre Anfänge bei MEADOWS ET AL. (1972). Sie erhoben in ihrem Bericht des Club of Rome über die *Limits of Growth* begründeten Zweifel an der Ausrichtung der Weltentwicklungspolitik. Diese war bis dahin geprägt durch das Konzept der aufholenden Entwicklung: die nicht industrialisierten Länder sollten in möglichst kurzer Zeit die Strukturveränderungen der Industrieländer nachvollziehen (HARBORTH, 1999). Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass der zuspitzenden Ressourcenerschöpfung, der wachsenden Umweltzerstörung und dem zunehmenden Bevölkerungswachstum unbedingt entgegen gewirkt werden muss und kann, damit die Befriedigung der Bedürfnisse und die Möglichkeit der eigenen Entfaltung eines jeden Menschen dauerhaft gewährleistet werden können.

Unter dem Eindruck der Ergebnisse dieses Berichts wurde bei der UN-Conference on Human Environment 1972 in Stockholm (UN, 1972) eine Entwicklungspolitik forciert, die insbesondere auch die Belange der Umwelt berücksichtigen soll (*Environmentally Sound Development*). Ein Ergebnis dieser Konferenz war die Einrichtung des United Nations Environment Programme (UNEP). Leitlinie des UNEP war das sogenannte *Ecodevelopment* (BORN, 2002; UBA, 1997), das eine Entwicklung unter Berücksichtigung folgender Aspekte beschreibt (WOLF, 2003):

- Befriedigung der Grundbedürfnisse aller Menschen,
- intergenerationelle Solidarität bzw. Gerechtigkeit,
- Ressourcen- und Umweltschonung,
- gerechte Sozialsysteme,
- Partizipation der Betroffenen hinsichtlich Ziele und Wege.

Der Begriff des *Sustainable Development* selbst trat dann spätestens 1980 mit der Verabschiedung der World Conservation Strategy durch die International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) in Erscheinung (IUCN ET AL., 1980). Grundlage dieser Strategie war in weiten Teilen das Konzept des *Ecodevelopment*.

Schließlich wurde 1983 die Gründung der World Commission on Environment and Development (WCED) durch die Vereinten Nationen beschlossen. Das Ziel der Kommission lag vor allem in der Erarbeitung von Strategien für eine langfristige sozioökonomische und umweltpolitische Entwicklung. Der Abschlussbericht *Our Common Future* der Kommission (WCED, 1987; auch bekannt als Brundtland-Report) ist ein maßgeblicher Beitrag und Ausgangspunkt der heutigen Definition einer nachhaltigen Entwicklung (DRESNER, 2002; PEARCE, 2000; UBA, 1997):

„Humanity has the ability to make development sustainable to ensure that it meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. The concept of sustainable development does imply limits -

not absolute limits but limits imposed by the present state of technology and social organizations on environmental resources and by the ability of the biosphere to absorb the effects of human activities.”

Kernbotschaft des Berichts ist dabei das Streben nach einer intragenerativen und intergenerativen Gerechtigkeit (RENNINGS, 1994).

Der Gedanke einer nachhaltigen Entwicklung wurde im Rahmen der United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro durch das Aktionsprogramm Agenda 21 dann endgültig in die nationale Politik von über 170 Nationen aufgenommen (BMU, 1992) und teilweise durch lokale Agenda 21 - Projekte in die breite Bevölkerung getragen. Zur Überwachung und Umsetzung des Aktionsprogramms wurde die United Nations Commission on Sustainable Development (CSD) ins Leben gerufen. Diese lädt unter anderem alle fünf Jahre zu einer internationalen Konferenz über die Entwicklung der nationalen Umsetzung der Agenda 21 ein. Der letzte Weltgipfel zur nachhaltigen Entwicklung fand 2002 in Johannesburg statt, wobei ein Schwerpunkt auf der Bewirtschaftung der Wasserressourcen lag.

## 2.1.2 Bestehende Leitbilder und Konzepte

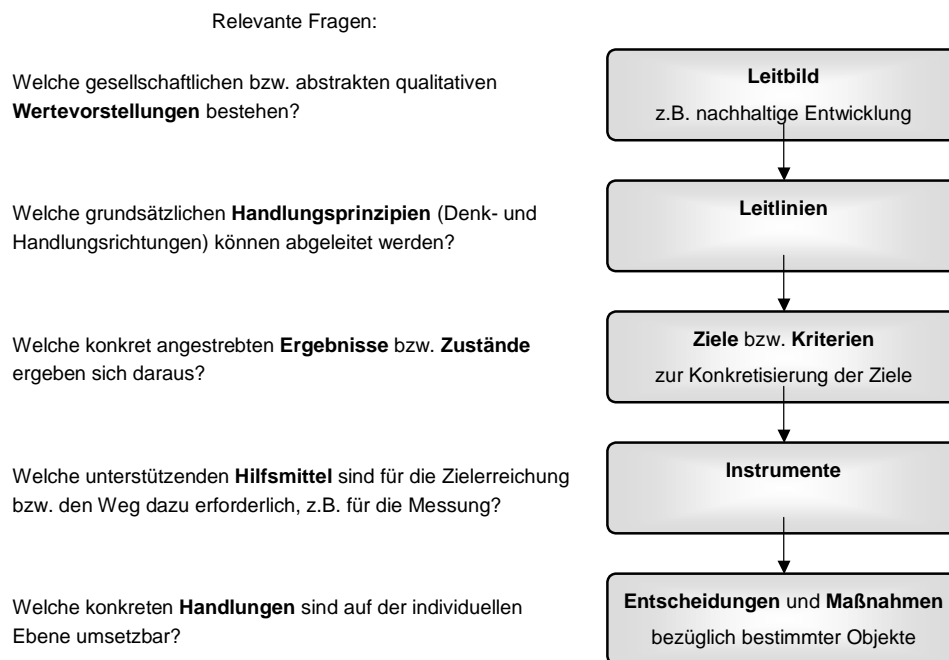
Ein Leitbild ist in der Regel eine Zusammenfassung bestimmter Ziele, wobei auch der Rahmen für deren Umsetzung beschrieben werden sollte. Abbildung 2.1 zeigt die prinzipielle Herangehensweise bei der Konkretisierung des Leitbildes für einen bestimmten Interessensbereich. Bei dem Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung ist insbesondere die Komplexität und möglicherweise auch die Vieldeutigkeit des Begriffs mit zu berücksichtigen (GÜNTHER & SCHUH, 2000).

Die verschiedenen Ansätze lassen sich nach OTT (2002) grundsätzlich in konzeptionelle (Kapitel 2.1.2.1) und umsetzungsorientierte (Kapitel 2.1.2.2) Leitbilder unterscheiden:

### 2.1.2.1 Konzeptionelle Leitbilder

#### *Ökonomisch motivierte Ansätze*

Die Definition von Nachhaltigkeit in der Forstwirtschaft war ursprünglich ökonomisch motiviert, da es um die Erhaltung des Waldes als Rohstoffquelle ging (MILDNER, 2003). Betrachtet man die individuellen oder kollektiven Aktivitäten der Menschen aus einer ökonomischen Perspektive, so sind wir ständig mit dem Aufbau, dem Erhalt und der Reproduktion von Kapitalbeständen beschäftigt (DÖRING, 2004). GOODLAND & DALY (1995) unterscheiden dabei in Sachkapital, kultiviertes Naturkapital (u.a. Lachsfarmen, landwirtschaftliche Nutzflächen), Sozialkapital (moralische Orientierung, Institutionen usw.), Humankapital (Fähigkeiten, Bildung), Wissenskapital sowie Naturkapital. Grundsätzlich gibt es zwei unterschiedliche Prinzipien im Umgang mit Naturkapital (OTT, 2002; DÖRING, 2004):



**Abbildung 2.1:** Idealtypische Zielsetzungsstrategie bei der Umsetzung eines Leitbildes für eine nachhaltige Entwicklung (aus GÜNTHER & SCHUH, 2000)

- „starke“ Nachhaltigkeit  
Dabei wird davon ausgegangen, dass die Natur in ihrer Gesamtheit nicht substituierbar ist. Das Naturkapital ist somit über die Zeit konstant zu halten, ein Verbrauch des Kapitals ist nicht zulässig (*Constant Natural Capital Rule*).
- „schwache“ Nachhaltigkeit  
Hierbei kann Naturkapital generell durch Sachkapital vollständig ersetzt werden, damit das Wohlergehen der Menschen dauerhaft erhalten bleibt (*Non-declining Utility Rule*). Dies beinhaltet dann auch die (monetäre) Kompensation derer, die durch den Wegfall von Naturkapital Nachteile erfahren.

Zwischen diesen beiden extremen Sichtweisen versucht DALY (1990) eine vermittelnde Position einzunehmen. Dafür hat er folgende Managementregeln für den Umgang mit Naturkapital formuliert:

- Prinzipiell erneuerbare Ressourcen dürfen nicht über(be)lastet oder gar zerstört werden. Zwei Richtwerte gilt es zu ermitteln und auch einzuhalten: (1) die Rate, bei der die Nutzung einer Ressource maximale Erträge liefert ohne den Ressourcenbestand zu minimieren (*Maximum Sustainable Yield*) sowie (2) den minimalen Bestand einer Ressource, der eine dauerhafte Erhaltung der Ressource sichert (*Safe Minimum Standard*).
- Nicht erneuerbare Ressourcen dürfen aufgrund des unbegrenzten Zeithorizonts nicht schneller abgebaut werden, als gleichzeitig sich regenerierende Quellen für dieselbe Art von Nutzung geschaffen werden (vgl. MEADOWS ET AL., 1992).

- Bei Schadstoffen und Abfällen dürfen die Zuströme die Abströme (z. B. durch Abbau) nicht übersteigen.

DÖRING (2004) bemerkt, dass sich diese vermittelnde Position im Wesentlichen am Prinzip einer starken Nachhaltigkeit orientiert und sich so auch in vielen, hauptsächlich ökologisch motivierten Leitbildern wieder findet.

### *Drei-Säulen-Modell*

Dieses Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung gründet sich auf die drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Gesellschaft und findet sich häufig im Kontext mit der politischen Diskussion um Nachhaltigkeit wieder. Abbildung 2.2 verdeutlicht durch die Darstellung dieser drei Aspekte in einem Nachhaltigkeitsdreieck, dass eine nachhaltige Entwicklung nur dann gegeben ist, wenn Umweltschutz, Wirtschaftlichkeit und gesellschaftliche Akzeptanz in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander stehen. Basierend auf diesem Ansatz hat die Enquête-Kommission des Deutschen Bundestages zum „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (DEUTSCHER BUNDESTAG, 1994, 1998) für jede der drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Gesellschaft jeweils grundlegende Regeln vorgeschlagen, abgeleitet oder von anderen übernommen.

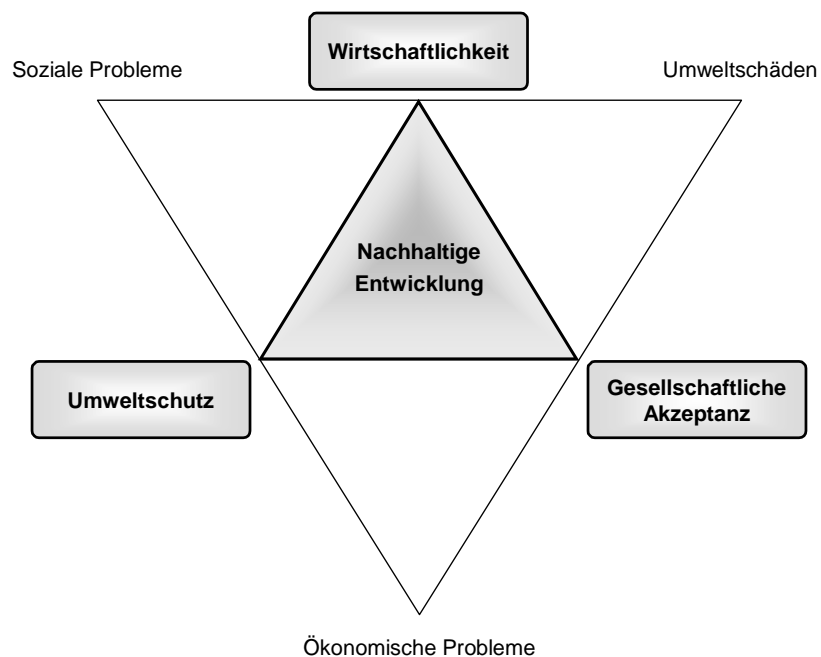


Abbildung 2.2: Das Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit (aus KOBUS, 1999)

Verschiedene Erweiterungen des Drei-Säulen-Modells beinhalten häufig eine globale, kulturelle und/oder institutionelle Dimension. Ebenso kann die Gewichtung der Dimensionen variieren (TREMMELE, 2003).

Für sein Verständnis einer nachhaltigen Entwicklung leitet JÜDES (2000) aus diesem Ansatz vier ökologisch motivierte Basisannahmen ab:

- Voraussetzung für die Leistungsfähigkeit der Ökosysteme ist ihre Entwicklungsfähigkeit.
- Voraussetzung für eine lebenswerte Umwelt ist die Vielfalt und Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts.
- Durch die kulturelle und wirtschaftliche Nutzung der Natur durch den Menschen schädigt er sie teilweise.
- Das langfristige Überleben des Menschen kann nur gesichert werden, wenn Ressourcen und Regenerationskapazitäten beachtet werden.

Diese Auffassung teilt auch der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU), der das Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung versteht als „ein ökologisch fokussiertes Konzept von (im Grundsatz starker) Nachhaltigkeit, bei dem soziale und ökonomische Bezüge zu berücksichtigen sind“ (SRU, 2002).

Grundsätzlich ist eine Teilung der Fragestellung in verschiedene Dimensionen aber kritisch zu sehen. Auf der einen Seite unterstützt die Säulensymbolik oder die Darstellung eines Nachhaltigkeitsdreiecks den integrativen Anspruch einer nachhaltigen Entwicklung. Auf der anderen Seite muss die konkrete Zuordnung von Prozessen zu unterschiedlichen Dimensionen sehr sorgfältig vollzogen werden, um so einer isolierten Betrachtung einzelner Prozesse vorzubeugen, die letztendlich nur die Ergebnisse und nicht die Ausgangsposition der Prozesse integrativ berücksichtigt.

### **2.1.2.2 Umsetzungsorientierte Leitbilder**

#### *„Bottom-Up“-Ansatz*

Im Gegensatz zum „Top-Down“-Ansatz, bei dem die allgemeine Strategie meist von der Politik von oben vorgegeben wird, stellt dieser Ansatz einen partizipatorischen Vorgang von der Basis aus dar. Agendavertreter, Fachbehörden und Experten entwickeln hier gemeinsam und problemorientiert Strategien für eine umsetzungsfähige, nachhaltige Entwicklung. Dabei ist „Global denken - lokal handeln“ das Leitmotiv des kommunalen Agenda21-Prozesses. Jedoch ist dieses Leitmotiv durchaus kritisch zu sehen, da sich die globalen Ziele und Wege zur Verwirklichung nicht ohne Weiteres auf den lokalen Maßstab übertragen lassen. Darüber hinaus ist eine Verallgemeinerung der Ansätze und Strategien auf andere Fragestellungen nur bedingt möglich, da diese ja in der Regel lokalspezifisch zu sehen sind. Dagegen liegen die Stärken dieses Ansatzes vor allem in der großen Akzeptanz, die gerade die Einbeziehung der Betroffenen in den Entscheidungsprozess mit sich bringt.

### *Umweltraum-Konzept*

Nach WETERINGS & OPSCHOOR (1994) umschreibt der Umweltraum das Ausmaß, in dem der Mensch die natürliche Umwelt nutzen kann, ohne wesentliche Charakteristika auf Dauer zu beeinträchtigen, d.h. ohne ihr Nutzungspotenzial für kommende Generationen zu schmälern. Daraus werden weltweit gleiche Pro-Kopf-Nutzungsrechte abgeleitet, die auf die Tragekapazitäten der Ökosysteme, die Regenerationsfähigkeit der natürlichen Ressourcen sowie die Verfügbarkeit der Ressourcen innerhalb eines begrenzten Handlungsraums angewendet werden. Allerdings ergibt sich zwangsläufig das Problem der zeitlich variablen und interregional zu differenzierenden Zuweisung und Verteilung des Umweltraumes und somit auch der Nutzungsrechte.

### *Regel-Konzept*

Einen regionalen bzw. ökosystemaren Zugang verfolgen JÖRISSSEN ET AL. (1999). In Anlehnung an die Leitsätze der Enquête-Kommission leiten sie Regeln für die Operationalisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitskonzeption sowie als Nachhaltigkeitskriterien für konkrete gesellschaftliche Entwicklungen ab. Diese Regeln sollen zielführend die Mindestanforderungen an eine nachhaltige Entwicklung sicher stellen. Dabei unterscheiden sie in „Was-Regeln“, die substantielle Mindestanforderungen formulieren, und in „Wie-Regeln“, die den Weg zur Erfüllung dieser Mindestanforderungen charakterisieren. Letztendlich stellen sie ihr Leitbild aber stark in den Kontext eines Säulen-Modells, wobei sie das Drei-Säulen-Modell um eine institutionell-politische Dimension erweitert haben. Der regionale, ökosystemare Zugang sowie die Regelbildung stellen bezüglich einer nachvollziehbaren Umsetzung eines Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung einen vielversprechenden Ansatz dar.

## **2.2 Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft**

Die Nutzungsansprüche an die Ressource Wasser sind vielfältig: auf der einen Seite die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser, die industrielle Nutzung (in der Produktion, als Kühlwasser, zur Energiegewinnung), die Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen sowie Naherholung, auf der anderen Seite Erfüllung essentieller Funktionen innerhalb von Ökosystemen. Dabei unterscheiden sich die Wasserressourcen regional in Art, Menge, Qualität und Morphologie. In der Agenda 21 wird in Kapitel 18 zum „Schutz der Güte und Menge des Süßwassers“ daher richtigerweise eine integrierte Planung und Bewirtschaftung der Wasserressourcen gefordert (BMU, 1992). Es müssen alle Arten von untereinander in Verbindung stehenden Gewässern einbezogen werden, wobei Mengen- und Güteaspekte entsprechend zu berücksichtigen sind. Der sektorübergreifende Charakter der Wasserwirtschaft im Gesamtzusammenhang der sozioökonomischen Entwicklung muss ebenso anerkannt werden wie die unterschiedlichen Funktionen der Gewässer.

Für Fragen der Wasserwirtschaft ist mittlerweile die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union maßgeblich. Aufgabe der EU-WRRL ist die Schaffung eines rechtlichen

Ordnungsrahmens für den Schutz aller Gewässer (EU, 2000: §1). Oberstes Ziel ist dabei aber nicht nur der Schutz, sondern auch die Verbesserung der Bedingungen innerhalb aquatischer Ökosysteme und der angrenzenden Lebensräume. Darüber hinaus ist die Wassernutzung so zu gestalten, dass eine langfristige Sicherung der vorhandenen Ressourcen gewährleistet werden kann. Damit soll eine ausreichende Versorgung mit Oberflächen- und Grundwasser guter Qualität erreicht werden, „wie es für eine nachhaltige, ausgewogene und gerechte Wassernutzung erforderlich ist“.

In Ergänzung zur EU-WRRL liegt seit 2003 ein Vorschlag für eine neue Grundwasserdirektive vor, welche die bislang gültige „Richtlinie über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe“ (EWG, 1979) ablösen soll. Für diese neue Direktive sollen Vorschläge für spezielle Maßnahmen zum Schutz und zur Überwachung der Grundwasserverschmutzung und zur Sicherstellung eines guten chemischen Grundwasserzustands erarbeitet werden. Dies beinhaltet auch Kriterien zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands und zur Feststellung von Verschmutzungstrends in Grundwasserkörpern. Darüber hinaus sollen Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers vor direkter Verschmutzung (Einleitung) eingeführt werden (EU, 2003).

Wie nun eine integrative und nachhaltige Wasserwirtschaft aussehen kann, ist immer noch Gegenstand zahlreicher Diskussionen. Verschiedene Ansätze dazu sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden:

### **2.2.1 Dublin Principles**

Zur Vorbereitung der UNCED-Konferenz in Rio 1992 wurden auf der International Conference on Water and Environment Issues for the 21<sup>st</sup> Century in Dublin Vorschläge für den Umgang mit der Ressource Wasser auf lokaler, nationaler und globaler Ebene diskutiert und in den *Dublin Principles* festgehalten (ICWE, 1992):

- Wasser ist eine begrenzte und verletzbare Ressource - unverzichtbar für alle Lebewesen, die wirtschaftliche Entwicklung und die Umwelt.
- Die Bewirtschaftung der Wasserressourcen sollte auf einem partizipativen Ansatz beruhen, der Nutzer, Planer und Entscheidungsträger auf allen Ebenen einbezieht.
- Frauen spielen eine zentrale Rolle bei der Versorgung, dem Umgang und dem Schutz des Wassers.
- Wasser hat einen ökonomischen Wert in all seinen Nutzungen und sollte als Wirtschaftsgut betrachtet werden.

Die ökozentrische Ausrichtung dieses Ansatzes findet sich in vielen Definitionen der Nachhaltigkeit wieder, die in der Folge des Brundtland-Berichtes entwickelt wurden. Dabei wird sehr stark die Beteiligung insbesondere der direkt Betroffenen hervorgehoben.



## 2.2.2 Nachhaltigkeitsprinzipien nach KAHLENBORN & KRAEMER

KAHLENBORN & KRAEMER (1999) bezeichnen eine nachhaltige Wasserwirtschaft als eine „integrierte Bewirtschaftung aller künstlichen und natürlichen Wasser(teil)kreisläufe unter Beachtung von drei wesentlichen Zielsetzungen:

- Langfristiger Schutz von Wasser als Lebensraum bzw. zentrales Element von Lebensräumen;
- Sicherung des Wassers in seinen verschiedenen Facetten als Ressource für die jetzige wie für nachfolgende Generationen;
- Erschließung von Optionen für eine dauerhaft naturverträgliche, wirtschaftliche und soziale Entwicklung.“

Konzeptionell sind ihre Ausführungen einer starken Nachhaltigkeit mit Bezügen zum Drei-Säulen-Modell zuzuordnen. Darüber hinaus haben sie verschiedene Prinzipien aufgestellt (Tabelle 2.1), die sie als Wegweiser für eine Entwicklung hin zur nachhaltigen Wasserwirtschaft verstanden wissen wollen.

## 2.2.3 Technisch orientierte Ansätze

Eine sehr technisch orientierte Sichtweise haben LOUCKS & KADEN (1999). Sie bezeichnen in Anlehnung an ökonomisch motivierte Konzepte nachhaltige wasserwirtschaftliche Systeme als solche, die „projektiert und bewirtschaftet werden, um umfassend den Zielstellungen der Gesellschaft heute und in Zukunft zu entsprechen, wobei ihre ökologische, umwelttechnische und hydrologische Integrität erhalten bleibt“. Gleichzeitig propagieren sie eine wesentlich breitere, multi-disziplinäre und interregionale Perspektive.

LEHN ET AL. (1996) schränken in ihrer Studie zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Ressource Wasser in Baden-Württemberg den Begriff der Nachhaltigkeit auf den Aspekt der Ressourcenbewirtschaftung ein, „allerdings unter gleichrangiger Beachtung ökologischer, ökonomischer und sozialer Kriterien“. In diesem Zuge haben sie die Managementregeln der Enquête-Kommission (DEUTSCHER BUNDESTAG, 1994) auf die Ressource Wasser übertragen (STEINER & LEHN, 1999):

- Die Inanspruchnahme der Ressource Wasser sollte sich an ihrem Regenerationsvermögen orientieren. Dabei ist darauf zu achten, dass ein ausreichender Grundbestand im Ökosystem verbleibt.
- Die Bewirtschaftung der Ressource Wasser darf die notwendigen Verhältnisse für die Sicherstellung der Funktionen innerhalb des Ökosystems nicht beeinträchtigen.
- Die Inanspruchnahme von Wasser als Senke für Stoffe und Abwärme darf die Selbstreinigungskraft nicht übersteigen. Dabei sollte auf einen ausreichenden Sicherheitsabstand zum Grenzwert geachtet werden.
- Die Inanspruchnahme der Ressource Wasser durch eine bestimmte Region darf die Nachhaltigkeit in anderen Regionen nicht gefährden.

**Tabelle 2.1:** Nachhaltigkeitsprinzipien (nach KAHLENBORN & KRAEMER, 1999)

<b>Regionalitätsprinzip</b> Die regionalen Ressourcen und Lebensräume sind zu schützen. Wasserwirtschaftliche Problemstellungen sind vorrangig durch Nutzung der eigenen Ressourcen zu lösen.
<b>Integrationsprinzip</b> Die Ressource Wasser ist als Einheit und in direktem Zusammenhang mit anderen Umweltmedien und Lebensräumen zu sehen. Politische, ökonomische und soziale Fragestellungen sind ebenso zu berücksichtigen.
<b>Verursacherprinzip</b> Die mit verschiedenen Nutzungszwecken verbundenen Schäden sind entsprechend zu internalisieren, damit eine sachgerechte Zuordnung von Kosten ( <i>resource user pays</i> ) und Verantwortung ( <i>polluter pays</i> ) möglich ist.
<b>Kooperations- und Partizipationsprinzip</b> Bei wasserwirtschaftlichen Entscheidungen sind alle Beteiligten integrativ zu berücksichtigen. Transparenz in Entscheidungsvorbereitung und tatsächliches Gewicht verschiedener Interessen bei der Entscheidungsfindung sind notwendig.
<b>Ressourcenminimierungsprinzip</b> Der direkte und indirekte Ressourcen- und Energieverbrauch ist stetig zu reduzieren.
<b>Vorsorgeprinzip (Besorgnisgrundsatz)</b> Maßnahmen mit einem (unbekanntem) Schadenspotential sind zu unterlassen.
<b>Quellenreduktionsprinzip</b> Die Emission von Schadstoffen ist am Ort ihres Entstehens zu unterbinden.
<b>Reversibilitätsprinzip</b> Wasserwirtschaftliche Maßnahmen sind so anzulegen, dass sie sich zum einen an neue Situationen anpassen können, zum anderen sollen ihre Folgen weitgehend umkehrbar sein.
<b>Intergenerationsprinzip</b> Der zeitliche Betrachtungshorizont wasserwirtschaftlicher Maßnahmen hat sich an deren zeitlichem Wirkungshorizont zu orientieren.

In Ergänzung zu den eben beschriebenen Ausführungen ist noch auf LOUCKS & GLADWELL (1999) zu verweisen, die einen Überblick über verschiedene Einzelaspekte einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Wasserressourcen geben:

- Verfügbarkeit der Ressource Wasser
- Räumliche und zeitliche Abgrenzung des Betrachtungsraumes
- Gemeinsame Bewirtschaftung von Grundwasser und Oberflächengewässern
- Aufrechterhaltung der Ökosysteme
- Wasserqualität und Gesundheitsaspekte

- Bedarfsmanagement und Bevölkerungswachstum
- Konkurrierende Nutzungen bezüglich Landwirtschaft, Industrie und Energie
- Hochwasserschutz

#### 2.2.4 Spezifische Ansätze für die Grundwasserbewirtschaftung

Nur sehr wenige Leitbilder wurden explizit für die nachhaltige Bewirtschaftung der Ressource Grundwasser formuliert, wobei es durchaus große Unterschiede in der Bewirtschaftung von Oberflächengewässern und Grundwasser geben kann.

Die Betrachtung der Verfügbarkeit und Verletzbarkeit der Ressource Grundwasser im Kontext der langen Verweilzeiten ist bei DAS GUPTA & ONTA (1997) ein wesentliches Kriterium. Grundwasser ist eine wichtige Komponente im Wasserkreislauf und spielt eine entscheidende Rolle für das Funktionieren verschiedener Ökosysteme. Dieses Verständnis muss insbesondere den verschiedenen Anspruchsgruppen (z. B. Öffentliche Wasserversorger, Naturschutz, Behörden) vermittelt werden, damit ein einvernehmlicher Bewirtschaftungsplan im Sinne der Nachhaltigkeit entwickelt und umgesetzt werden kann.

GROBOSCH (2003) hat die unterschiedlichsten Ansatzpunkte zusammengefasst, die bei einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung berücksichtigt werden sollten. Dort wird Grundwasser als natürliche Ressource und wirtschaftliches Gut beschrieben, welches aufgrund der hohen Qualität oft unverzichtbar ist und nur sehr bedingt durch andere Wasserressourcen ersetzt werden kann. Dabei sind die Nutzungsmöglichkeiten sowohl von der Menge als auch von der Qualität abhängig. Beide Aspekte dürfen nicht getrennt voneinander betrachtet werden.

Grundwasserressourcenmanagement bedeutet allerdings nicht nur die Bereitstellung des Wassers sondern auch Steuerung der Nachfrage. Konflikte durch konkurrierende Nutzungen müssen dabei im gemeinsamen Dialog mit den Betroffenen gelöst werden. Schließlich müssen auch Oberflächengewässer in das Management- und Schutzkonzept aufgenommen werden, da diese häufig in engen Wechselbeziehungen mit dem Grundwasser stehen.

Sehr spezifische Anforderungen an eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung haben KOBUS (1996) und KOBUS & MÖDINGER (2002) formuliert:

- Ausgeglichene Wasserbilanz unter Berücksichtigung des Wasserbedarfs der Natur, d.h. keine Übernutzung der vorhandenen Grundwasserressourcen.
- Erhaltung der Wasserzirkulation bei naturnahen Verweilzeiten zur Sicherung der Wasserbeschaffenheit (bzw. der damit verbundenen geogenen und biochemischen Prozesse) und der Grundwasserstände.
- Keine bzw. zeitlich begrenzte Nutzung fossiler Grundwasservorkommen.
- Grundwasserbelastungen durch Stoffeinträge dürfen das Selbstreinigungsvermögen des Untergrunds nicht überschreiten (vorsorgender Grundwasserschutz).

- Keine nachteilige Beeinflussung von Nachbarregionen.
- Berücksichtigung der gesellschaftlichen Anforderungen (Trinkwasser, Wasser als Rohstoff für die Industrie (und somit Sicherung von Arbeitsplätzen), Landnutzung), die teilweise auch untereinander konkurrieren.

Ergänzt bzw. wiederholt werden diese Anforderungen durch KINZELBACH & KUNSTMANN (1998):

- Die Grundwasserentnahmen dürfen die langfristige mittlere natürliche Neubildung nicht übersteigen.
- Die Absenkung des Grundwasserspiegels muss mit den Anforderungen der Vegetation vereinbar sein.
- Der Mindestabfluss in unterstromige Einzugsgebiete muss gewährleistet sein.
- Salzwasserintrusion oder -aufstieg muss vermieden werden.
- Dauerhafte Schadstoffeinträge, Landsetzungen und Bodenversalzung sind zu verhindern.

Die beiden letzten Ansätze sind hinsichtlich ihrer Operationalisierung schon sehr weit fortgeschritten und wurden bereits in einem konkreten Anwendungsfall umgesetzt (KOBUS & MÖDINGER, 2002).

## **2.3 Quantifizierung von Nachhaltigkeit**

### **2.3.1 Bezugshorizonte**

Kulturelle, wirtschaftliche, gesellschaftliche und ökologische Unterschiede und Anforderungen an eine nachhaltige Entwicklung sind auf globaler, nationaler, regionaler und lokaler Skala differenziert zu betrachten (GÜNTHER & SCHUH, 2000). Die genauen Bezugsgrößen der einzelnen räumlichen Skalen sind dabei für den jeweiligen Anwendungsfall konkret zu definieren.

Darüber hinaus ist Nachhaltigkeit auch kein fixer, zeitlich unabhängiger Zustand, sondern eine Entwicklung, die sich nicht zu einem bestimmten Zeitpunkt beschreiben lässt. Der zeitliche Betrachtungsraum hat sich dabei grundsätzlich an der zeitlichen Skala der wesentlichen Prozesse in diesem Raum sowie dessen räumlicher Ausdehnung zu orientieren (KAHLENBORN & KRAEMER, 1999).

Obwohl sich die Definitionsansätze für eine nachhaltige Wasserwirtschaft teilweise stark voneinander unterscheiden, verweisen alle auf einen einheitlichen räumlichen und zeitlichen Bezugshorizont.

### 2.3.1.1 Räumlicher Bezugshorizont

Die Verfügbarkeit und Belastbarkeit natürlicher Ressourcen kann auf allen räumlichen Skalen unterschiedlich stark variieren und deren Nutzung entsprechend beeinflussen. KAHLENBORN & KRAEMER (1999) stellt sehr deutlich fest, dass die räumliche Bezugseinheit der Wasserwirtschaft die Region ist. Bezogen auf die hydromorphologischen und wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten wird hier in der Regel der Begriff des Einzugsgebiets verwendet. Allerdings werden auch soziale, wirtschaftliche und politische Kriterien mit einbezogen, wobei meist administrative Grenzen für eine regionale Abgrenzung als maßgeblich erachtet werden. Ebenso fallen Art und Umfang der Wassernutzung von Region zu Region sehr unterschiedlich aus, da sie in Abhängigkeit der klimatischen, geographischen und wirtschaftlichen Situation zu sehen sind (STEINBERG ET AL., 2002). Eine weitere Bestätigung für die regionale Differenzierung ergibt sich aus dem Vergleich der verfügbaren Wasserressourcen auf unterschiedlichen Skalen (global: GLEICK, 1993; national: BMU, 2003; regional: LEHN ET AL., 1996).

Wichtigster Orientierungspunkt für die Abgrenzung der für die Wasserwirtschaft relevanten Region ist die Ausdehnung des Wasserkörpers. Ein Wasserkörper ist dabei ein abgegrenztes und signifikantes Wasservolumen (Oberflächenwasserkörper oder Grundwasserkörper, vgl. EU, 2000), in aller Regel ein (Teil)Einzugsgebiet eines Oberflächengewässers erster oder zweiter Ordnung. Die naturräumliche Orientierung bei der Bewirtschaftung der Gewässer innerhalb von Flusseinzugsgebieten ist auch in der EU-WRRL festgeschrieben (EU, 2000). Somit sind alle Aktivitäten unabhängig von administrativen Grenzen zu koordinieren.

BECKER (1995) beschreibt die Skalenproblematik in Bezug auf die hydrologische Modellierung. Prinzipiell unterscheidet er zwischen prozessorientierten und konzeptionellen Modellen. So beinhalten die prozessorientierten Modelle fundamentale Gleichungen zur Beschreibung hydrodynamischer Prozesse, d.h. sie können die lokalen Verhältnisse sehr gut abbilden. Für große Gebiete werden solche Modelle sehr schnell komplex, wobei teilweise auch durch Heterogenitäten die Anwendbarkeit dieser Modelle in Frage gestellt wird. Die spezifischen Prozesse müssen dann in geeigneter Weise, z. B. durch Vereinfachungen oder statistischen Kenngrößen in einem konzeptionellen Modell dargestellt werden.

Ein weiteres Skalenproblem ergibt sich aus der Definition der Nachhaltigkeit innerhalb des Raumes selbst. Es stellt sich die Frage, ob jeder Quadratmeter eines Einzugsgebiets als nachhaltig bezeichnet werden muss, damit der gesamte Raum als nachhaltig bewirtschaftet angesehen werden kann. Ebenso kann es sein, dass die Bedürfnisse und Anforderungen einer Region nicht mit vertretbaren ökonomischen, sozialen und ökologischen Einschnitten dauerhaft befriedigt werden können, was eine nachhaltige Bewirtschaftung ausschließen würde (LOUCKS ET AL., 2000).

### 2.3.1.2 Zeitlicher Bezugshorizont

Wie die allgemeinen Leitbilder einer nachhaltigen Entwicklung gezeigt haben, sind die wesentliche Aspekte des zeitlichen Bezugshorizontes die intergenerationelle Gerechtigkeit sowie die Erhaltung des Naturkapitals. Alle Definitionen verweisen auf mindestens einen dieser Punkte.

Gerade in der Wasserwirtschaft ist die Erhaltung des Naturkapitals, also des für die Umwelt und den Menschen verfügbaren und nutzbaren Wasservolumens, mit sehr großer Variabilität verbunden (Tabelle 2.2).

LOUCKS & KADEN (1999) fordern, dass wasserwirtschaftliche Systeme in der Lage sein müssen, sich veränderten Situationen bezüglich Wasserverfügbarkeit, Technologie und gesellschaftlicher Anforderungen anzupassen. Mit ihrem Intergenerationsprinzip formulieren KAHLNBORN & KRAEMER (1999), dass der zeitliche Bezugshorizont wasserwirtschaftlicher Entscheidungen und Maßnahmen dem zeitlichen Wirkungshorizont entsprechen soll. Darüber hinaus sind die zeitlichen Skalen der unterschiedlichen hydrologischen Prozesse in geeigneter Weise zu berücksichtigen.

**Tabelle 2.2:** Mittlere Verweilzeiten von Wasser (nach GLEICK, 1993)

Teil der Hydrosphäre	Mittlere Verweilzeit
Polareis, Gletscher	1.600-16.000 Jahre
Weltmeere	3.100 Jahre
Grundwasser	300 Jahre
Seen	1-100 Jahre
Bodenwasser	280 Tage
Flüsse	12-20 Tage
Atmosphäre	9 Tage

### 2.3.2 „Direkte“ Methoden

Grundsätzlich stellt sich zunächst die Frage, ob sich „Nachhaltigkeit“ überhaupt messen lässt (ESTY ET AL., 2005). Obwohl das Konzept einer nachhaltigen Entwicklung zunächst sehr abstrakt erscheint, ist es durch die Wahl geeigneter Parameter durchaus zu beschreiben. Gesundheit, Armut oder Demokratie sind gleichfalls abstrakte Begriffe, dennoch finden sich auch hierfür verschiedene Messgrößen. Ein weiteres Problem stellt die Komplexität des Konzeptes als auch der zu Grunde liegenden Systeme dar. Gerade bei Ökosystemen, für die es praktisch keinen objektiven Bewertungsmaßstab gibt, ist es oftmals schwierig, die kausalen Zusammenhänge zu erfassen (TAPPEINER, 1992, zitiert in SRU, 1994).

Abhilfe können beispielsweise empirisch entwickelte Umweltindikatoren schaffen. Umweltindikatoren sind nach RADERMACHER ET AL. (1998) gemessene bzw. berechnete, d.h. letztendlich beobachtbare, quantitative Kennziffern. Diese ermöglichen Aussagen über Zustand und Entwicklung der Umwelt und helfen, die Ursache-Wirkungs-Beziehungen transparenter darzustellen.

Auf jeden Fall ist die „Messung“ einer nachhaltigen Entwicklung durch Parameter nur dann gewährleistet, wenn alle als relevant erachteten Probleme und Aspekte berücksichtigt werden. Isoliert betrachtete Parameter besitzen keine Aussagekraft, sondern müssen im ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Kontext integrativ behandelt werden (STEINBERG ET AL., 2002). BAAN (1994) beschreibt ein Verfahren, das anhand von fünf Kriterien mit jeweils vier Unterpunkten eine Aussage über den Beitrag eines wasserwirtschaftlichen Projekts hinsichtlich einer nachhaltigen Entwicklung zulässt. Somit finden sich auch hier wieder verschiedene Größen, die in ihrer Gesamtheit stellvertretend für ein Maß der Nachhaltigkeit stehen.

Es gibt aber auch Ansätze, die aus den stellvertretenden Parametern zusätzliche Informationen gewinnen und diese dann im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung interpretiert werden. So bestimmt LOUCKS (2002) aus den Zeitreihen der Parameter folgende Kenngrößen:

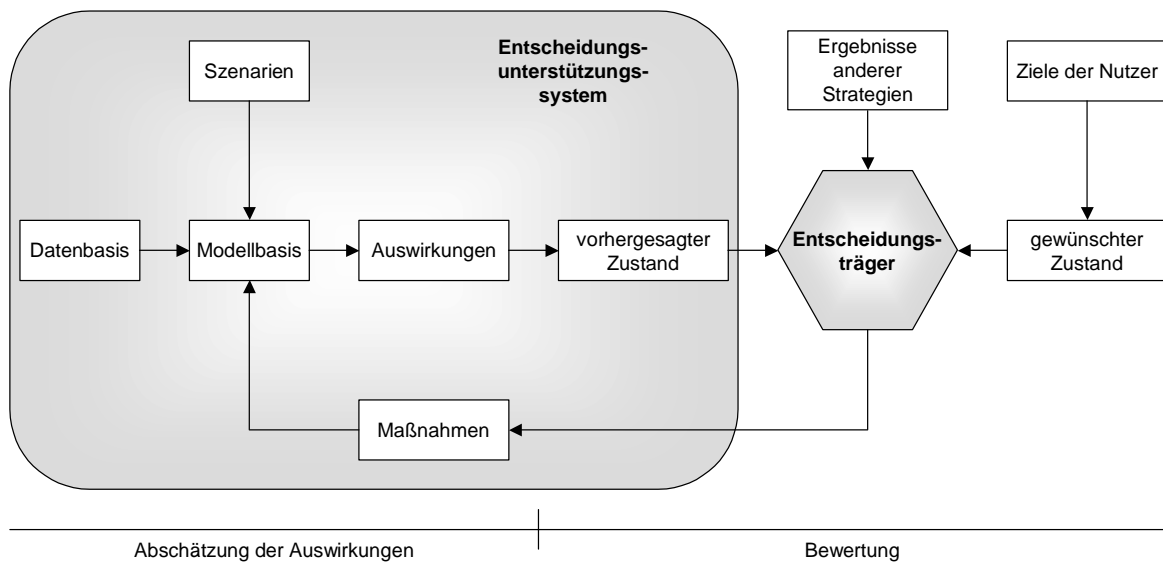
- **Stabilität**  
Hierbei wird ermittelt, wie oft ein Parameter innerhalb des bevorzugten Wertebereichs liegt.
- **Elastizität**  
Diese gibt Auskunft darüber, wie schnell sich das System erholt, nachdem ein Parameter den bevorzugten Wertebereich verlassen hat.
- **Verletzlichkeit**  
Je weiter oder länger ein Parameter außerhalb des gewünschten Wertebereichs liegt, desto höher die Verletzlichkeit des Systems.

Das Ergebnis der Multiplikation aller Werte (normiert über dem Intervall [0;1]) ermöglicht eine Aussage über das Maß der Nachhaltigkeit der Parameter des dadurch beschriebenen Systems.

### 2.3.3 Entscheidungsunterstützungssysteme

Wie gezeigt, lässt sich Nachhaltigkeit letztendlich nur durch die Analyse verschiedener Parameter bestimmen. Dies bedeutet gleichzeitig die integrative und meist multi-disziplinäre Betrachtung des zu Grunde liegenden Systems sowie der komplexen Beziehungen zwischen Ein- und Auswirkungen auf dieses System (KOFALK ET AL., 2001). Dabei empfiehlt sich der Einsatz numerischer Modelle und quantitativer Methoden, die immer detailliertere Aussagen zulassen. Die Gesamtheit dieser computergestützten Methoden wird unter dem Begriff des Entscheidungsunterstützungssystems (Decision Support System, DSS) zusammengefasst. Dabei ist zu beachten, dass aufgrund des möglicherweise unterschiedlichen Gültigkeitsbereichs der Methoden Aussagen meist partiell oder sektoral begrenzt sind und deshalb geeignet verknüpft bzw. interpretiert werden müssen (LOUCKS & DA COSTA, 1991).

Wie der Name schon sagt, liegt die Aufgabe eines DSS in der Unterstützung der Entscheidungsträger in ihrem Entscheidungsfindungsprozess. Die Struktur eines solchen Prozesses ist in Abbildung 2.3 dargestellt. Die Datenbasis repräsentiert in der Regel statische Informationen über das Modellgebiet. Szenarien stellen unterschiedliche Randbedingungen oder auch Maßnahmen dar, die durch (meist mehrere gekoppelte) Modelle simuliert werden. Die Auswirkungen und Systemzustände, die sich aus den Szenarien ergeben, stellen die faktische Grundlage für die Entscheidungsträger dar. Basierend auf den Ergebnissen unterschiedlicher Szenarien und unter Berücksichtigung verschiedener Interessen können die Entscheidungsträger dann eine geeignete Maßnahme oder Kombination von Maßnahmen auswählen bzw. die Szenarien entsprechend verändern und einen weiteren Bewertungsprozess starten. Ein DSS bündelt somit die verschiedenen Möglichkeiten zur Identifikation von Problemen sowie zur Bewertung und Vorhersage unterschiedlicher Systemzustände.



**Abbildung 2.3:** Entscheidungsfindungsprozess und dessen Unterstützung mit Hilfe eines DSS (nach KOFALK ET AL., 2001)

Die wesentlichen Anforderungen an ein DSS lassen sich wie folgt zusammenfassen (LOUCKS & DA COSTA, 1991; SIMONOVIC, 1996):

- Identifikation der Probleme  
Meist sind die Problemstellungen komplexer Systeme schlecht oder nur unzureichend definiert und strukturiert (EL-NAJDAWI & STYLIANOU, 1993, KOFALK ET AL., 2001). Dies kann zum Beispiel an unterschiedlichen Kriterien und Zielen liegen, die gleichzeitig zu berücksichtigen sind. Analytische Methoden können also nicht ohne die Einschätzung und Anpassung durch Experten eingesetzt werden. Zuvor muss jedoch eine Unterteilung der Fragestellung in wohl-strukturierte Teilprobleme vorgenommen werden.



- Formulierung der Probleme  
Bei den Teilproblemen ist insbesondere auf die Relevanz für den übergeordneten Prozess zu achten. Dabei sind auch subjektive Eindrücke zulässig, wobei diese im Entscheidungsfindungsprozess transparent dargestellt werden müssen.
- Abbildung der Probleme  
Anhand verschiedener analytischer Methoden und numerischer Simulationsmodelle lassen sich die Teilprobleme abbilden, berechnen und analysieren. Die Visualisierung der Daten ist dabei ein weiterer wichtiger Aspekt.
- Anpassungsfähigkeit  
Wesentlicher Vorteil von Entscheidungsunterstützungssystemen ist, „Was wäre wenn“-Fragen ohne reale Konsequenzen durchspielen zu können. Damit ist es möglich, sowohl den Entscheidungsträgern als auch den Betroffenen und Anspruchsgruppen die mögliche und auch unmögliche Bandbreite verschiedener Maßnahmen und deren Auswirkungen vorzuführen. Diese Art der Transparenz führt in der Regel zu schnelleren und meist breiter akzeptierten Ergebnissen.
- Interaktion  
Für eine höhere Akzeptanz trägt auch eine einfache und vor allem nachvollziehbare Struktur und Bedienung des DSS bei. Dabei sollte jede Anspruchsgruppe in der Lage sein, selbst Informationen ermitteln zu können bzw. die eigenen Anforderung in dem DSS zu verankern. Allerdings kann dadurch auch ein zusätzliches Problem der Entscheidungsfindung geschaffen werden, wenn mehrere Entscheidungsträger an einem Entscheidungsprozess beteiligt sind, die dann zu jeweils unterschiedlichen Interpretationen der Ergebnisse kommen (REITSMA, 1996).

Weitere Anforderungen oder Definitionen, die sich aus unterschiedlichen Entwicklungen von Entscheidungsunterstützungssystemen herausgebildet haben, finden sich bei BUI (1987) und TURBAN (1995). Die grundlegende Architektur solcher Systeme wird in Kapitel 6.1 vorgestellt.

Aufgrund der häufig komplexen Fragestellungen und Systemzusammenhänge ist der Bereich der Wasserwirtschaft prädestiniert für den Einsatz und die Weiterentwicklung von Entscheidungsunterstützungssystemen (FEDRA, 1991). HAHN & ENGELEN (2000) oder auch LOUCKS & DA COSTA (1991) zeigen die breite Palette der Anwendungsbereiche von DSS innerhalb der Wasserwirtschaft auf:

- Hochwasserschutz
- Steuerung von Wasserkraftanlagen
- Steuerung von Stau- bzw. Rückhaltebecken
- Gewässergüte
- Bewässerungsplanung
- Brunnensteuerung
- Abwasserbehandlung
- ...

Hauptsächlich werden Entscheidungsunterstützungssysteme im Flussgebietsmanagement eingesetzt, wobei der Fokus meist auf der Simulation der qualitative Beschaffenheit von Gewässern oder der Hochwasservorhersage liegt. Im Gegensatz dazu steht zum Beispiel das Projekt GLOWA-Danube, welches mit einem integrierten Ansatz alle hydrologisch relevanten Prozesse sowie die Auswirkungen der Wassernutzung gleichzeitig abzubilden versucht (MAUSER, 2003).

Mittlerweile werden die technischen Fragestellungen immer mehr im Hinblick auf mögliche Konsequenzen für die Nachhaltigkeit eines Systems behandelt. Im Folgenden sollen daher verschiedene DSS kurz vorgestellt werden, die sich explizit mit Frage einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Wasserressourcen auseinandersetzen und eine für diese Arbeit relevante Funktion oder Konzeption beinhalten.

- REITSMA (1996) beschreibt ein DSS für den Bewirtschaftungsplan des Colorado River im Südwesten der USA. Dieses erlaubt eine Entscheidungsfindung auf sechs unterschiedlichen Ebenen. Diese Ebenen befassen sich mit den rechtlichen Rahmenbedingungen, der Kooperation aller Beteiligten, den potentiellen politischen Konflikten, den möglichen Nutzungen, der langfristigen Ausrichtung der Bewirtschaftung sowie operationellen Fragestellungen. Damit ist es möglich, die unterschiedlichen Strukturen und Denkweisen verschiedener Entscheidungsträger zu berücksichtigen und gleichzeitig eine einheitliche Nomenklatur für Entscheidungsfragen zu etablieren. Gerade die Möglichkeit der Entscheidungsfindung in unterschiedlichen Bereichen zeigt einen gewissen Bezug zu dem vorher beschriebenen Säulen-Konzept bei der Beschreibung einer nachhaltigen Entwicklung.
- Das von MYSIAK ET AL. (2002) vorgestellte MULINO-DSS ist ein multisektorales, integriertes und operationales Entscheidungsunterstützungssystem für die nachhaltige Nutzung von Wasserressourcen auf Einzugsgebietsebene. Dieses DSS erfordert zwei unterschiedliche Entscheidungsträger. Der konzeptionelle Aufbau der Entscheidungsstruktur sowie die Interpretation der Ergebnisse liegen im Verantwortungsbereich der wasserwirtschaftlichen Entscheidungsträger. Modellierer befassen sich mit der Umsetzung der Struktur sowie mit der Ermittlung und Berechnung der notwendigen Daten. Als Ergebnis des Entscheidungsprozesses werden generelle Maßnahmen beschrieben, die zu einer Verbesserung der Wassernutzung führen können. Sehr interessant ist hier die konsequente Abbildung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen mit dem DPSIR-Ansatz (vgl. Kapitel 5.1.2.5) bis hin zu Handlungsoptionen zur Verbesserung der aktuellen Situation.
- Die Einbeziehung der Öffentlichkeit in den Planungsprozess war Ziel der Entwicklung eines *Communication Support Systems* durch WOLBRING & SCHULTZ (1995). Simulationsmodelle und die zu Grunde liegenden Methoden und Parameter sind häufig nur von Experten und nach einer längeren Einarbeitungszeit zu verstehen. Basieren die operationellen Entscheidungen auf der Interpretation der Ergebnisse eines solchen Modells, so sind diese in der Regel schwer vermittelbar. Um die Transparenz und Akzeptanz des Planungs- und Entscheidungsprozesse zu erhöhen, wird die Verwendung der natürlichen Sprache in Kombination mit einfach aufgebauten Managementregeln vorgeschlagen. Die Beziehungen der Parameter in diesen Regeln lassen sich in verbaler

Form einfacher nachvollziehen und Änderungen können umgehend im Entscheidungsprozess berücksichtigt werden.

- Einen ähnlich Ansatz verfolgten SIMONOVIC & BENDER (1996). Allerdings ermöglicht ihr *Collaborative Planning-Support System* jedem Betroffenen, seine eigenen Bedürfnisse durch die Festlegung von Bewertungsparametern auszudrücken. Die Gewichtung der einzelnen Parameter erfolgt durch die Analyse der Gesamtheit aller gewählter Parameter. Dadurch ist es möglich, Gemeinsamkeiten bzw. Konflikte in den Zielen des Entscheidungsprozesses zu identifizieren.

## 2.4 Bestehende Defizite

Die vorgestellten Ansätze für Leitbilder einer nachhaltigen Wasserwirtschaft, teilweise auch spezifisch für die Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen, stellen häufig nur Orientierungshilfen dar. Konkrete Vorschläge für eine praktische Umsetzung dieser Leitbilder existieren nur bedingt. Teilweise ist auch unklar, von wem bzw. für wen das Leitbild aufgestellt wurde und ob es grundsätzlich als Orientierungsrahmen für und von der Gesellschaft akzeptiert wird.

Auch der räumliche und zeitliche Bezugshorizont für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung ist nur ansatzweise abgegrenzt worden. Für eine konkrete Quantifizierung der Nachhaltigkeit ist es jedoch unabdingbar, wohl definierte Bezugsgrößen zu haben. Dabei stellt sich unter anderem auch die Frage, welche Bedingungen erfüllt sein müssen, damit ein Zustand bzw. eine Handlungsstrategie als nachhaltig bezeichnet werden kann.

Die vorgestellten Entscheidungsunterstützungssysteme sind teilweise schon längere Zeit verfügbar. Dabei sind Funktionalität und die Möglichkeiten der Simulation hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Auflösung sowie der Kopplung verschiedener Modelle mit der Verbesserung der hardwaretechnischen Möglichkeiten stetig gewachsen. Allerdings gab es hinsichtlich der Erfassung und Bewertung von Nachhaltigkeit seither keine wesentlichen Veränderungen oder Fortschritte.

Folgende Punkte erscheinen deshalb für die Entwicklung eines umsetzbaren Konzepts für die Beschreibung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung als besonders wichtig:

- Das Leitbild der nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung darf sich nicht ausschließlich durch generelle, teilweise idealistische, Ziele definieren. Vielmehr müssen die zu Grunde liegenden Prozesse, Interaktionen und Systemauswirkungen berücksichtigt werden. Durch einen solchen Systembezug lassen sich konkrete Ansatzpunkte für die Verbesserung der Nachhaltigkeit besser aufzeigen.
- Der räumliche und zeitliche Bezugshorizont ist genau abzugrenzen. Die verschiedenen Prozesse sowie die notwendigen Ansätze und Methoden zur Abbildung dieser Prozesse in Modellen hängen sehr stark von der gewählten Skala ab. Gleiches gilt für die Definition des Begriffes der nachhaltigen Entwicklung.

- Ein sachlicher Bezugshorizont ist zu definieren, der eine Einschätzung des Systemzustandes hinsichtlich seiner Nachhaltigkeit in Relation zu bestimmten Vorstellungen über einen nachhaltigen bzw. nicht-nachhaltigen Systemzustand ermöglicht.
- Neben dem Systembezug des Leitbilds erscheint eine einfach verständliche Formulierung der Leitbildgedanken sowie deren Bewertung als sinnvoll. Damit kann das Leitbild allen Anspruchsgruppen verständlich gemacht werden, ohne dabei auf die komplexen Prozesse und Beziehungen, auf denen die Leitbildgedanken basieren, eingehen zu müssen. Durch diese Transparenz kann die Akzeptanz des Leitbildes und der damit verbundenen Konsequenzen, die sich aus der Umsetzung ergeben, erhöht werden.
- Hinsichtlich der Anspruchsgruppen ist darauf zu achten, dass alle Interessen in ausgewogenem Maße berücksichtigt werden. Ein unflexibles, von oben oder außen vorgegebenes Leitbild erscheint dabei nicht sinnvoll, da die Leitgedanken schließlich von den unterschiedlichen Anspruchsgruppen akzeptiert werden müssen.

# 3 Konzeptioneller Ansatz für die Konkretisierung und Umsetzung eines Leitbildes für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung

*So fängt denn alle menschliche Erkenntnis mit Anschauungen an, geht von da zu Begriffen und endigt mit Ideen.*

IMMANUEL KANT (1724-1804)

Für die Grundwasserbewirtschaftung selbst gibt es nur sehr wenig explizit formulierte Leitbilder einer nachhaltigen Entwicklung, da die Bewirtschaftung des Grundwassers meist als Teilbereich innerhalb der Wasserwirtschaft gesehen wird. Dabei widerspricht die eigenständige Betrachtung von Teilbereichen - hier die Grundwasserbewirtschaftung als Teil der Wasserwirtschaft als Teil der Bewirtschaftung von natürlichen Ressourcen - nicht dem integrativen Ansatz, den ein Nachhaltigkeitskonzept verfolgen soll. Jedoch ist immer auf Querverbindungen zu anderen ökosystemaren, wirtschaftlichen, politischen und gesellschaftlichen Bereichen zu achten (KAHLENBORN & KRAEMER, 1999; JÖRISSEN ET AL., 1999).

Ausgehend von den in Kapitel 2.4 beschriebenen Defiziten soll hier nun der konzeptionelle Ansatz für das in dieser Arbeit verwendete Leitbild einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung beschrieben werden. Zunächst wird in Kapitel 3.1 zunächst der Ansatz für eine umsetzungsfähige Definition des Leitbildes vorgestellt. Anschließend werden die relevanten Bezugshorizonte abgegrenzt (Kapitel 3.2).

## 3.1 Operationelle Definition

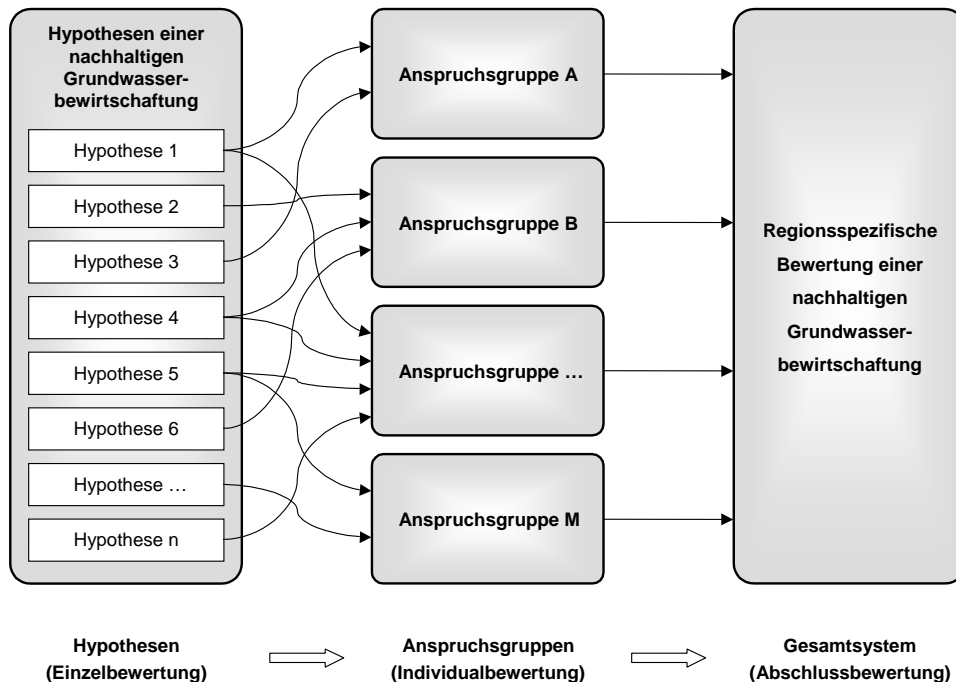
Für eine praxisorientierte Anwendung muss bei der Definition des Leitbildes vor allem die Operationalisierbarkeit, d.h. die Möglichkeit der Umsetzung, einbezogen werden. Eine operationelle Definition ist nach TREMMEL (2003) „eine Definition, bei der das Ergebnis einer Operationalisierung des strittigen Sachverhalts die Definition des Begriffs bildet“. Es handelt sich somit um einen induktive Definitionsprozess. Dessen Ausgangspunkt liegt im prinzipiell Erfassbaren und Messbaren. Daraus werden konkrete Bewertungsgrößen ermittelt, die in ihrer Gesamtheit dann die eigentliche Definition des Begriffs widerspiegeln.

Für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung bedeutet dies die Betrachtung der spezifischen Anforderungen an die Bewirtschaftung selbst sowie der sich daraus ergebenden Konsequenzen und Systemzustände. Diese werden in Form von Leitsätzen, sogenannten

Hypothesen dargestellt. Die Hypothesen sind zum einen so zu formulieren, dass sie alle relevanten Prozesse, Interaktionen oder Systemzustände erfassen. Dabei ist vor allem auf eine klare Verständlichkeit und Nachvollziehbarkeit der Hypothesen zu achten. Dies kann unter anderem durch die Verwendung der natürlichen Sprache - im Gegensatz zu Formalismen - erreicht werden. Zum anderen sollten die Hypothesen auch die ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Interessen innerhalb des Systems ausgewogen berücksichtigen. Kapitel 4 befasst sich ausführlich mit der Formulierung solcher Hypothesen, Kapitel 5 mit der methodischen Umsetzung.

Die Gesamtheit aller Hypothesen stellt somit das Leitbild einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung dar. Aufgrund der Einbeziehung von unterschiedlichen Hypothesen kann von einem modularen Aufbau des Leitbildes gesprochen werden. Damit ist es jederzeit möglich, die Hypothesen den spezifischen Anforderungen einer Region anzupassen oder diese zu ergänzen.

Für die konkrete Anwendung des Leitbildes auf eine Region sind insbesondere die lokalen Gegebenheiten und Interessen zu berücksichtigen. Für die unterschiedlichen Anspruchsgruppen innerhalb eines Betrachtungsraumes sind also nicht notwendigerweise alle Hypothesen in gleichem Maße relevant. Daher sollen alle Anspruchsgruppen zunächst eine jeweils auf ihre eigenen Bedürfnisse zugeschnittene Interpretation des Leitbildes durch die Selektion bestimmter Hypothesen aufstellen. Durch die anschließende Zusammenfassung aller individuellen Einschätzungen kann dann auf das regionsspezifische Leitbild einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung geschlossen werden (Abbildung 3.1).



**Abbildung 3.1:** Konzeptioneller Ansatz zur Umsetzung des regionsspezifischen Leitbildes einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass die Interessen aller Anspruchsgruppen in gleichem Maße berücksichtigt werden. Voraussetzung hierfür ist die Legitimität der Interessen. Eine taktische Definition von Hypothesen, die beispielsweise die Interessen Anderer blockieren sollen, soll nicht zulässig sein. Eine Gewichtung der individuellen Leitbilder z. B. aufgrund politischer Erwägungen soll bei Bedarf vorgenommen werden können.

## 3.2 Konkretisierung der Bezugshorizonte

### 3.2.1 Räumlicher Bezugshorizont

Die Ausdehnung des für eine regionale Grundwasserbewirtschaftung relevanten Raums lässt sich nach BECKER (1995) am Besten mit dem Begriff der Mesoskala- $\beta$  beschreiben. Diese, für hydrologische Modelle aufgestellte Abgrenzung, umfasst einen Bereich von 10 bis 1000 km<sup>2</sup>. Für den weiteren Verlauf der Arbeit soll hierfür der Begriff der Region verwendet werden.

Es wurde auch die Frage nach der Notwendigkeit der Nachhaltigkeit in jedem Quadratmeter des betrachteten Raumes gestellt. Damit eine räumliche Differenzierung der Nachhaltigkeit, und damit die Identifikation lokaler Probleme, ermöglicht werden kann, muss der Untersuchungsraum in einzelne Bewertungseinheiten unterteilt werden. Da sich die verschiedenen Prozesse und Interaktionen in einem System nicht notwendigerweise auf ein und der selben räumlichen Skala abspielen, ist eine objektorientierte Herangehensweise, d.h. ein Bezug zu bestimmten geographischen, geologischen oder sonstigen Einheiten, nicht möglich. Deshalb soll eine rasterbasierte Bewertung der Nachhaltigkeit durchgeführt werden. Die Rasterweite ist immer in Relation zur Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes zu sehen und liegt für regionale Fragestellungen in der Regel im Bereich von 100 bis 1000 m. Die Problematik der Grundwassermodellierung auf unterschiedlichen Rasterweiten ist zum Beispiel bei ROJANSCHI (2002) beschrieben.

### 3.2.2 Zeitlicher Bezugshorizont

Aufgrund der längeren Fließzeiten des Grundwasser von wenigen Metern pro Stunde oder gar pro Jahr erscheint eine hohe zeitliche Auflösung im Bereich von Stunden oder Tagen auf der regionalen Skala nicht geeignet. Allerdings sollte es möglich sein, jahreszeitliche Schwankungen zu erfassen. So kann beispielsweise die Schneeschmelze im Frühjahr oder bestimmte Regenzeiten entscheidenden Einfluss auf die regionalen Abflussverhältnisse und im weiteren auf die Grundwasserstände haben. Für ökologische Fragestellungen kann auch die Vegetationsperiode eine Rolle spielen. Somit muss eine niedrige zeitliche Auflösung im Bereich von Jahren ebenfalls verworfen werden. Als geeignete zeitliche Skala für die Behandlung der Fragestellungen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung wird daher eine Auflösung von einem Monat gewählt.

Damit sich die Entwicklung der Nachhaltigkeit hinreichend genau erfassen lässt, ist nicht nur die zeitliche Auflösung von Bedeutung, sondern auch die Zeitspanne, innerhalb der die

Betrachtung stattfindet. So werden bei der Bestimmung hydrologischer Kennzahlen wie dem langjährigen mittleren Abfluss Zeitreihen von mindestens 20 Jahren berücksichtigt. Ähnliche Zeitspannen erscheinen für die Bewertung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung für sinnvoll. Kürzere Zeiträume sind mit der langfristigen Ausrichtung des Nachhaltigkeitsgedankens nicht vereinbar. Bei längeren Zeiträumen kann es hingegen zu Verzögerungen bei der Erfassung weitreichender ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Veränderungen kommen, welche eine grundsätzliche Änderung der Bewirtschaftungsstrategie nach sich ziehen könnten. Flexibilität und Kontinuität in der Ausrichtung der Bewirtschaftung sollten sich also die Waage halten.

### 3.2.3 Sachlicher Bezugshorizont

Nach KOBUS & MÖDINGER (2002) lässt sich ein idealer Systemzustand bezüglich der Nachhaltigkeit nicht ohne Weiteres definieren. Grundsätzlich besteht das Problem, die Grenze zwischen einem nachhaltigen und einem nicht-nachhaltigen Zustand zu bestimmen. Darüber hinaus wäre ein fiktiver Ideal- oder Zielzustand nur schwer zu vermitteln und zu rechtfertigen, da die Festlegung der dafür notwendigen Kriterien aufgrund der fehlenden Konkretisierung, was eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung genau ausmacht, sehr subjektiv ist.

KOBUS & MÖDINGER schlagen deshalb vor, einen sachlichen Bezug zu bereits bekannten oder realitätsnahen Systemzuständen herzustellen. In Relation zu diesen Referenzzuständen lässt sich dann eine aussagekräftige und nachvollziehbare Bewertung der aktuellen Bewirtschaftungssituation hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit vornehmen. Hierfür werden zwei Referenzzustände vorgeschlagen, wobei keiner dieser Zustände als möglicher oder gewünschter Zielzustand gesehen werden darf:

- Natürlicher bzw. naturnaher Zustand

Das Dilemma bei der Beschreibung des natürlichen Zustandes liegt darin, dass in den wenigsten Fällen ein durch den Menschen unbeeinflusster Zustand bekannt ist. Kenntnisse über Grundwasserstände oder Abflüsse vor der Umsetzung großer wasserwirtschaftlicher Maßnahmen wie beispielsweise dem Gewässerausbau zu Wasserstrassen (z. B. Rheinbegradigung durch TULLA im 19. Jahrhundert) liegen meist nicht vor. Dennoch ist es notwendig, einen Referenzzustand zu beschreiben, der die wasserwirtschaftliche Situation einer Region weitestgehend ohne anthropogene Aktivitäten darstellt. Damit ist es möglich, die unterschiedlichen Einflüsse durch die hydrologischen Randbedingungen abschätzen zu können. Mit anthropogenen Aktivitäten sind Bewirtschaftungsmaßnahmen gemeint, die in der Regel Angebot und Nachfrage der Ressource Wasser bzw. an bestimmte Systemzustände bzgl. Fluss- oder Grundwasserstand betreffen. Aufgrund der vielen, teilweise irreversiblen Eingriffe des Menschen kann jedoch meist nicht mehr von einem natürlichen Zustand gesprochen werden, allenfalls von einem naturnahen Zustand.

KOBUS & MÖDINGER (2002) haben in ihren Untersuchungen die Null-Entnahme als den naturnahen Referenzzustand definiert. Dabei wurden im Modell alle Grundwasserentnahmen zu Null gesetzt, um so eine Situation ohne jeglichen Einfluss der Grundwasserbewirtschaftung darzustellen. Kritisch zu betrachten ist dabei die



Tatsache, dass numerische Modelle in der Regel nicht für derartige Null-Belastungen verifiziert werden können, da für einen solchen hypothetischen Zustand keine Messdaten vorliegen. Allerdings stellt es die bestmögliche Annäherung an einen naturnahen Zustand dar, der durch Einstellung aller (grund)wasserwirtschaftlicher Maßnahmen erreicht werden könnte.

- Vergleichszustand

Bei der Bewertung von Systemzuständen setzen die beteiligten Anspruchsgruppen und Entscheidungsträger Veränderungen des Systems in der Regel eher in Beziehung zu einer ihnen bekannten, realen Situation, als zu einem möglichen fiktiven Zustand (EISENFÜHR & WEBER, 2003). Dabei wird meist der aktuell vorherrschende Zustand als Referenz genommen, da dieser aufgrund seiner Präsenz vertraut ist.



# 4 Hypothesen für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung

*Die Wissenschaft war bisher die Beseitigung der Verworrenheit der Dinge durch Hypothesen.*

FRIEDRICH NIETZSCHE (1844-1900)

Wie in Kapitel 3 dargestellt, kommt den Hypothesen, die das Grundgerüst des Leitbildes einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung darstellen, eine besondere Bedeutung zu. Diese Hypothesen orientieren sich dabei an den relevanten Prozessen, Interaktionen oder Systemzuständen des Grundwassersystems selbst und benachbarter Teilsysteme. Sie repräsentieren schließlich die grundlegenden Anforderungen an eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung.

Kapitel 4.1 gibt zunächst einen Überblick über die wesentlichen Herausforderungen in Bezug auf eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung. Daraus ergeben sich Ansatzpunkte für die Formulierung von Hypothesen. In einem Grundwassersystem bestehen allerdings häufig komplexe Ursache-Wirkungs-Beziehungen, so dass eine Entkopplung dieser Beziehungen zur einfacheren Beschreibung sinnvoll erscheint. In Kapitel 4.2 wird dieser Entkopplungsvorgang beschrieben, d.h. die unterschiedlichen Vorgänge bzw. deren Auswirkungen bezüglich der Grundwasserbewirtschaftung werden bestimmten Wirkungsbereichen zugeordnet und in Form von Hypothesen formuliert. Eine zusammenfassende Übersicht über die aufgestellten Hypothesen gibt Kapitel 4.3.

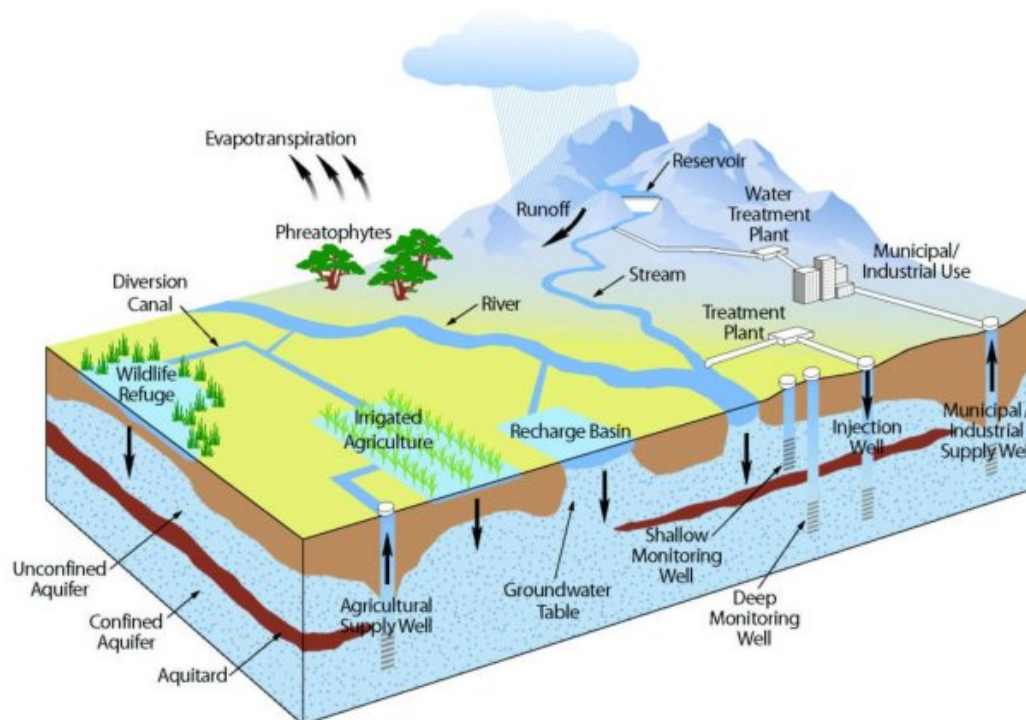
## 4.1 Herausforderungen in der Grundwasserbewirtschaftung

Die wesentlichen Anforderungen und Auswirkungen einer Grundwasserbewirtschaftung ergeben sich aus den systeminternen Zusammenhängen innerhalb des Grundwassersystems sowie mit angeschlossenen Teilsystemen. Abbildung 4.1 stellt das Grundwassersystem als Teil des hydrologischen Kreislaufs bzw. innerhalb des Umweltsystems dar. Meist bestehen teilweise enge Verbindungen zu anderen aquatischen Teilsystemen, z. B. Quellen, Bäche, Flüsse, Seen, Estuare, Ozeane, aber auch anderen Aquiferen. Ebenso ist das Grundwasser essentieller Bestandteil grundwasserabhängiger Ökosysteme (Wiesen, Wälder, Feuchtgebiete, Biotope, etc.)

Darüber hinaus stellt das Grundwasser eine wichtige Ressource für den Menschen dar, insbesondere für die Trinkwassergewinnung, aber auch im Rahmen landwirtschaftlicher Bewässerung und industrieller Prozesse. Allerdings ergeben sich durch die vielfältige Nutzung

des Grundwassers verschiedene Probleme mit Konsequenzen für die natürlichen Systeme und für den Menschen selbst. In diesem Zusammenhang werden insbesondere die folgenden Herausforderungen bezüglich einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung diskutiert:

- Übernutzung der vorhandenen Grundwasserressourcen (Kapitel 4.1.1)
- Integrierte Bewirtschaftung von Oberflächengewässern und Grundwasser (Kapitel 4.1.2)
- Kontamination der vorhandenen Grundwasserressourcen (Kapitel 4.1.3)
- Bewirtschaftung grenzüberschreitender Aquifere und Wassertransfer (Kapitel 4.1.4)



**Abbildung 4.1:** Grundwassersystem als Teil des hydrologischen Kreislaufs

([www.groundwater.water.ca.gov/images/groundwatersystem.jpg](http://www.groundwater.water.ca.gov/images/groundwatersystem.jpg), 22.03.05)

#### 4.1.1 Übernutzung der vorhandenen Grundwasserressourcen

Vor allem die stetig wachsende Weltbevölkerung und die Notwendigkeit einer Versorgung der Menschen mit Trinkwasser und Nahrung lässt den Bedarf an qualitativ hochwertigem Wasser weiter steigen. Dadurch verstärkt sich auch die Nutzung der vorhandenen Grundwasservorkommen und ist in vielen Regionen der Welt zu einem Problem der Übernutzung geworden (LAMAS & CUSTODIO, 2003). CUSTODIO (1992) und MORRIS ET AL. (2003) haben sehr ausführlich die unterschiedlichen Ursachen und vor allem die direkten Konsequenzen einer Übernutzung der verfügbaren Grundwasserressourcen diskutiert:

- Dauerhafte Absenkung der Grundwasserstände,
- Störungen grundwasserabhängiger Landökosysteme,
- Änderungen der Geländeoberfläche durch Setzungen,
- Trockenfallen von Oberflächengewässern (temporär oder dauerhaft), sowie
- Minderung der Grundwasserqualität.

Grundsätzlich stellt sich die Frage nach der Definition des verfügbaren Grundwasservorkommens. Einer der ersten Ansätze geht auf MEINZER (1923) zurück, der das *Safe Yield* als die Entnahmerate ansieht, „at which water can be withdrawn from an aquifer for human use without depleting the supply to such an extent that withdrawal at this rate is harmful to the aquifer itself, or to the quality of the water, or is no longer economically feasible“.

Daraus hat sich der weit verbreitete Ansatz entwickelt, dass die Grundwasserentnahme die Neubildung nicht übersteigen darf (SOPHOCLEOUS, 1997). Die Grundwasserneubildung ist nach DIN 4049 als „Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser“ definiert, wobei allerdings nicht zwischen natürlicher und induzierter Infiltration unterschieden wird. Induzierte Infiltration lässt sich in Anlehnung an BREDEHOEFT ET AL. (1982) anhand einer vereinfachten Grundwasserbilanz erklären (Gleichung 4.1):

$$\begin{aligned} \text{Zuflüsse} &= \text{Abflüsse} + \text{Speicheränderung} + \text{Entnahmen} \\ Q_{rand} + Q_{in} + Q_{rech} &= Q_{out} + Q_{et} + \Delta S + Q_{ex} \end{aligned} \quad (4.1)$$

mit

- $Q_{rand}$  = unterirdischer (Rand-)Zufluss
- $Q_{in}$  = Infiltration aus Oberflächengewässern
- $Q_{rech}$  = Neubildung durch Niederschlag
- $Q_{out}$  = Exfiltration in Oberflächengewässer
- $Q_{et}$  = Evapotranspiration
- $\Delta S$  = Änderung des Speichers
- $Q_{ex}$  = Entnahmen

Im natürlichen mittleren Gleichgewichtszustand sind die Entnahmen  $Q_{ex}$  sowie die Änderung des Speichers  $\Delta S$  gleich Null. Durch Entnahmen wird dieser Gleichgewichtszustand gestört, und das Grundwassersystem ist bestrebt, einen neuen Gleichgewichtszustand einzunehmen. Um das durch die Entnahmen fehlende Volumen auszugleichen, wird zunächst der Grundwasserspeicher entwässert. Ein neuer Gleichgewichtszustand wird aber nur dann erreicht, wenn die Änderung des Speichers gegen Null geht. Langfristig bedeutet dies eine Änderung der anderen Terme der Grundwasserbilanz.

Der unterirdische (Rand-)Zufluss  $Q_{rand}$ , die Neubildung durch Niederschlag  $Q_{rech}$  sowie die Evapotranspiration  $Q_{et}$  sind weitgehend unabhängig von den Grundwasserverhältnissen. Der Randzufluss ist dann unabhängig, wenn der Zufluss ausschließlich von oberstrom bestimmt ist (z. B. Gebirgsrand) bzw. wenn die Bilanzierung über das gesamte Einzugsgebiet

vorgenommen wird. Bei der Neubildung durch Niederschlag sowie der Evapotranspiration gibt es eine Abhängigkeit zum Grundwasserstand. Steht das Grundwasser sehr hoch an, kann mehr Wasser über die Pflanzen und den Boden selbst verdunsten. Ebenso ist die Sättigung der Bodenzone höher, sodass bei Niederschlag weniger Wasser vom Boden aufgenommen werden kann. Diese Verhältnisse drehen sich bei tieferen Grundwasserständen um. Allerdings sind die Auswirkungen auf die Wasserbilanz in nicht-ariden Gebieten sehr gering und meist zu vernachlässigen.

Somit können die Entnahmen langfristig nur durch eine Änderung des Austausches mit den Oberflächengewässern, d.h. einer verstärkten Infiltration von Wasser aus den Oberflächengewässern  $Q_{in}$  bzw. einer verminderten Exfiltration des Grundwasser  $Q_{out}$  ausgeglichen werden (BREDEHOEFT ET AL., 1982). Prinzipiell lassen sich so die verfügbaren Grundwasserressourcen über die maximale Entnahme bis zum Trockenfallen der Brunnen bzw. der Oberflächengewässer bestimmen. Allerdings wird bei diesem Ansatz nicht der natürliche Wasserbedarf der grundwasserabhängigen Teilsysteme berücksichtigt. SOPHOCLEOUS (1997) fordert daher einen weitsichtigeren Ansatz, der nicht nur die Verfügbarkeit einer Ressource betrachtet, sondern auch die Funktionen der Ressource innerhalb eines Systems einbezieht. Für die Berücksichtigung des ökologischen Grundwasserbedarfs schlägt KOBUS (zitiert in LEHN ET AL., 1999) zum Beispiel vor, dass die Grundwasserentnahmen nur einen Bruchteil (bspw. 20%) der natürlichen Neubildung ausmachen dürfen. MILES & CHAMBET (1995) schätzen diesen Bruchteil auf Basis der Aquifereigenschaften sowie der Dauer einer typischen Trockenperiode ab. Bei diesen Ansätzen wird aber immer betont, dass die angegebenen Werte nur Vermutungen bzw. Orientierungsgrößen sein können, die im Einzelfall überprüft werden müssen. BREDEHOEFT (1997) ergänzt, dass die Nachhaltigkeit einer Grundwasserbewirtschaftung damit praktisch nicht über die Betrachtung der Wasserbilanzen bestimmt werden kann.

Ein wichtiger Aspekt in Bezug auf die Übernutzung ist der Wasserbedarf. Die Hauptakteure in diesem Zusammenhang sind die Öffentlichen Wasserversorger, die Industrie sowie die Landwirtschaft. Die jeweilige Aufteilung in die drei Nutzungen ist unter anderem abhängig von der gesellschaftlichen Entwicklung eines Landes sowie der Verfügbarkeit der unterschiedlichen Wasserressourcen (GLEICK, 1993). Sollten die verfügbaren Wasserressourcen eine ausreichende Bedarfsdeckung nicht mehr gewährleisten, so ist auch über entsprechende Maßnahmen der Bedarfssteuerung zu sprechen (z. B. Wasserpreis, weitere Anreize zum Wassersparen).

Ein Grundsatz könnte hier lauten, dass die Trinkwasserentnahme Vorrang vor allen anderen Entnahmen hat. Diese Forderung ergibt sich aus dem grundsätzlichen Recht des Menschen auf Wasser. Daraus leitet sich auch der öffentliche Auftrag des Staates zur ausreichenden Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser ab. Dem entgegen steht jedoch die daraus resultierende Einschränkung der Industrie und Landwirtschaft, die ihrerseits nicht nur eigene wirtschaftliche Interessen verfolgen, sondern über Arbeitsplätze oder Lebensmittel auch einen Beitrag zu den Lebensverhältnissen der Menschen und damit auch zur nachhaltigen Entwicklung einer Region beitragen.

Eine Möglichkeit für die Lösung dieses Konflikts um die Wassernutzung ist die Reduktion des Bedarfs. Insbesondere in der industriellen Produktion konnte durch eine Kreislaufführung der

Wasserbedarf bei wachsender Produktivität deutlich reduziert werden. Einsparungen um bis zu 90% konnten in manchen Branchen erreicht werden. Die Zusatzkosten, die eine Kreislaufführung mit sich gebracht haben, konnten teilweise schon innerhalb eines Jahres amortisiert werden (POSTEL, 1993). Ähnliche Ansätze ließen sich auch bei der Bewässerung umsetzen, was gleichzeitig auch Vorteile bezüglich der Qualität des Bodens und des Grundwassers mit sich bringen würde (vgl. Kapitel 4.1.3).

#### **4.1.2 Integrierte Bewirtschaftung von Oberflächengewässern und Grundwasser**

Grundwasser und Oberflächengewässer stehen häufig in engem hydraulischen Kontakt. In Abhängigkeit der Wasserspiegellagen bedeutet dies entweder eine Infiltration der Oberflächengewässer in das Grundwasser oder eine Exfiltration aus dem Grundwasser in die Vorfluter. Detailliertere Ausführungen über die Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern finden sich z. B. in WINTER ET AL. (1998). Der Austausch zwischen beiden Wasserkörpern unterliegt dabei meist zeitlichen Schwankungen, die zum einen jahreszeitlich durch Änderung des Grundwasserspiegels aufgrund der Neubildung durch Niederschlag bedingt sein können oder aber durch kurzzeitige Änderungen des Wasserspiegels im Oberflächengewässer z. B. während eines Hochwassers dominiert werden.

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Charakteristika bzgl. Verfügbarkeit (räumlich und zeitlich) und physikalischer und chemischer Parameter (Temperatur, Qualität) wurden Oberflächengewässer und Grundwasser häufig vereinfacht als weitgehend voneinander getrennte Ressourcen gesehen und entsprechend bewirtschaftet. Nicht zuletzt die EU-WRRL fordert aber eine integrierte Bewirtschaftung von Oberflächengewässern und Grundwasser. Einen umfassenden Überblick über Möglichkeiten einer gemeinsamen Bewirtschaftung findet sich unter anderem in MCKINNEY ET AL. (1999). Auf verschiedenen Vorschläge wie z. B. die Nutzung des Grundwasserkörpers als unterirdisches Reservoir, welches man ähnlich wie einen Staudamm (nur ohne die hohen Evaporationsverluste) bewirtschaftet, soll in dieser Arbeit nicht eingegangen werden.

Vielmehr muss in Gebieten, in denen ein enger hydraulischer Kontakt zwischen den beiden Wasserkörpern besteht, darauf geachtet werden, dass diese nicht separat voneinander gesehen und bewirtschaftet werden. Wie schon in Kapitel 4.1.1 dargestellt, bedeutet eine Änderung der Grundwasserbewirtschaftung langfristig auch eine Änderung des Abflusses in den Oberflächengewässern. Zur Erhaltung der ökologischen Funktionen eines Oberflächengewässers ist in jedem Fall darauf zu achten, dass ein Mindestabfluss stets vorhanden ist.

### 4.1.3 Kontamination der vorhandenen Grundwasserressourcen

MORRIS ET AL. (2003) beschreiben die Problematik der stetig wachsenden Verschmutzung des Grundwassers sowie die unterschiedlichen Eintragspfade für Kontaminationen. Demnach sind erhöhte Grundwasserbelastungen zum größten Teil auf menschliche Aktivitäten bzw. den daraus resultierenden Konsequenzen zurückzuführen. So lassen sich in urbanen oder industriell geprägten Gebieten sowie in der Umgebung von Mülldeponien insbesondere chemische Belastungen im Grundwasser identifizieren. Dagegen finden sich in ländlichen Gebieten eher mikrobiologische Verunreinigungen, die sich auf Grund unzureichender sanitärer Anlagen, intensiver Viehwirtschaft oder Bewässerung mit teilweise ungereinigtem Abwasser ergeben.

Ähnliches gilt in stark landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Dort können die eingesetzten Dünger, Pestizide und Pflanzenbehandlungsmittel durch die Neubildung durch Niederschlag (natürlich oder künstlich durch Bewässerung) teilweise aus dem Boden ausgewaschen werden und so in die gesättigte Zone gelangen, was eine qualitative Belastung des Grundwasser bedeutet. Ebenso kann es insbesondere in ariden Gebieten durch eine hohe Evapotranspiration zu einer Versalzung des Bodens kommen. Für diesen Fall wäre dann jedoch eine Auswaschung des Bodens sinnvoll (NOVOTNY, 2003). Beide Aspekte ließen sich mit einer Kreislaufführung des Bewässerungswassers ansatzweise in den Griff bekommen.

Ein weiteres Problem kann eine erhöhte Salinität des Grundwassers darstellen. Dabei ist zwischen küstennahen und tieferen Grundwasserschichten zu unterscheiden. Bei küstennahen Grundwasserressourcen kann durch die Absenkung des Grundwasserspiegels eine Meerwasserintrusion induziert werden, die zu langfristigen Beeinträchtigungen der Wasserqualität führen kann (BEAR ET AL., 1999; CHENG & OUAZAR, 2003; BARLOW, 2003). Bei tiefer liegenden Grundwasservorkommen kann insbesondere die Lösung von Mineralien zur Reduktion der Grundwasserqualität beitragen.

In diesem Zusammenhang ist die geogene Grundwasserbeschaffenheit selbst als mögliche Belastung zu sehen (z. B. natürliche Arsenbelastungen in Bangladesh). Die geogene Beschaffenheit ist im Wesentlichen vom Aquifermaterial, den physikalischen Parametern wie Temperatur, Sauerstoffgehalt oder Druck, sowie der Verweilzeit des Wassers in der Bodenmatrix abhängig (BAKALOWICZ, 1994). Mit der Änderung der Kontaktzeit zwischen Grundwasser und Gestein ändert sich auch die verfügbare Zeitspanne für verschiedene geochemische Prozesse im Untergrund, die ausführlich in APPELO & POSTMA (1994) behandelt werden:

- Lösung und Ausfällung von Mineralien,
- Adsorption, Absorption und Austausch von Molekülen und Ionen,
- Redox-Prozesse,
- Säure-Basen-Reaktionen,
- Abbau- bzw. Zerfallsprozesse und die
- Lösung von Gasen.



Neben den aufgeführten Prozessen ist auch die Grundwasserfauna als wichtiger, wenn auch nur selten beachteter oder gar nicht bekannter Faktor bei der Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Grundwassers zu nennen. GONSER (2000) bezeichnet das Grundwasser als „obskuren Lebensraum“, da durch die fehlende Photosynthese weder organische Substanz noch Sauerstoff produziert wird. Dennoch hat sich dort ein funktionierendes Ökosystem ausgebildet, dessen Lebensgrundlage durch den Austausch von Stoffen und Energie zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser bestimmt ist. Als „Lebensraumspezialisten und Ernährungsgeneralisten“ (GONSER, 2000) sind die Grundwasserorganismen sehr anpassungsfähig, sofern sich der Grundwasserlebensraum nicht maßgeblich ändert (vgl. auch GIBERT ET AL., 1994). Sie sind darüber hinaus in der Lage, natürliche oder xenobiotische Verbindungen wie Pestizide, Dünger oder Industriechemikalien abzubauen (GOUNOT, 1994), und werden daher auch aktiv bei der Sanierung von Grundwasserkontaminationen eingesetzt (EPA, 2004).

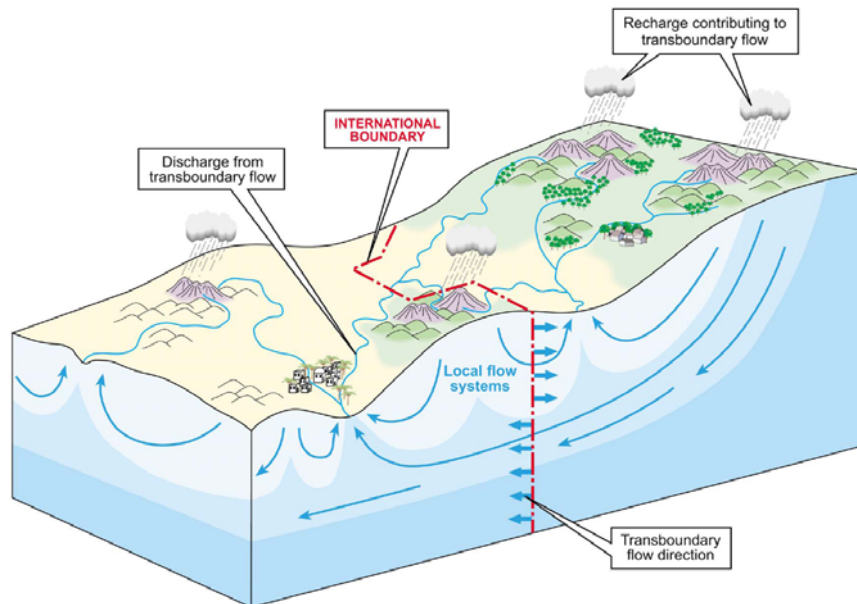
Ein weiteres Gefährdungspotenzial liegt in dem Austausch von Stoffen zwischen Oberflächengewässern und dem Grundwasser, sofern das exfiltrierende Gewässer eine höhere qualitative Belastung aufweist.

Das grundsätzliche Problem besteht jedoch darin, die Belastungen rechtzeitig zu erfassen. Häufig geht der Belastung des Grundwassers eine längere Bodenpassage durch die ungesättigte Zone voraus, und somit auch eine zeitliche Verschiebung des Problems. Es gibt Fälle, in denen eine Grundwasserkontamination detektiert wurde, deren Ursache schon seit Jahrzehnten nicht mehr existiert hat (HAAMANN, 1990). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass Maßnahmen zur Vermeidung oder Verbesserung von erhöhten Belastungen oft ebenso lange benötigen können, um eine relevante Verbesserung der Grundwasserqualität zu erreichen. Ein Beispiel hierfür ist die Einführung der SchALVO (Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung) 1988 in Baden-Württemberg. Zweck der SchALVO ist der Schutz des Grundwassers vor Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge aus der Landwirtschaft. Sie umfasst Schutzbestimmungen und die Gewährung von Ausgleichsleistungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten. Durch sie konnte eine Trendwende in den Nitratbelastungen oberflächennaher Grundwasservorkommen erreicht werden, allerdings mit einer Verzögerung von mehreren Jahren (LFU, 2005).

#### 4.1.4 Bewirtschaftung grenzüberschreitender Aquifere und Wassertransfer

Die EU-WRRL fordert die integrierte Bewirtschaftung des Grundwassers in Grundwasserkörpern innerhalb von Flussgebieten (EU, 2000: §2, §3), also eine systemorientierte Bewirtschaftung, die administrative Grenzen überschreitet. Bei verschiedenen Verwaltungseinheiten ist zunächst zu klären, ob nur eine administrative oder auch eine systemare Nachbarschaft vorliegt (vgl. ECKSTEIN & ECKSTEIN, 2003). Administrative Nachbarschaft bedeutet, dass sich verschiedene administrative Einheiten wie zum Beispiel Staaten innerhalb des selben Grundwasserkörpers befinden. Fallen die administrativen Grenzen auf die natürlichen Grenzen des Systems (Umrandung des Einzugsgebiets = administrative Grenze), so kann man von einer systemaren Nachbarschaft sprechen. Bei einer systemaren Abgrenzung beschränken sich die Interaktionen zwischen den

Regionen häufig auf die Oberlieger-Untерlieger-Abhängigkeit, d.h. der Oberlieger bestimmt im Wesentlichen die Interaktion, z. B. die Wasserabgabe. Im Gegensatz dazu bestehen bei einer administrativen Nachbarschaft in der Regel gegenseitige Abhängigkeiten, die in Abbildung 4.2 schematisch dargestellt sind.



**Abbildung 4.2:** Schema eines grenzüberschreitenden Aquifers (aus PURI, 2001)

Aus der teilweise stark unterschiedlichen Verteilung von Neubildung und Entnahmen sowie durch eine mögliche qualitative Beeinträchtigung der Grundwasserressourcen durch oberstrom liegende Nachbarn können Konflikte in der Nutzung der gemeinsamen Grundwasserressource entstehen. Mit den unterschiedlichen sozioökonomischen, ökologischen, rechtlichen und institutionellen Aspekten dieser Konflikte befasst sich unter anderem PURI (2001) sehr ausführlich und führt verschiedene Beispiele auf.

Eine weitere Form des grenzüberschreitenden Transfers von Wasser besteht in der Fernwasserversorgung. Falls die lokalen Wasservorkommen aus quantitativen oder qualitativen Gründen den Bedarf einer Region nicht decken können, muss dieses Defizit soweit wie möglich aus anderen Quellen ausgeglichen werden. Der Anschluss an eine Fernwasserversorgung bedeutet letztendlich, dass in einer anderen Region Wasser entnommen wird. Dort besteht dann ein Konflikt mit dem Regionalitätsprinzip nach KAHLENBORN & KRAEMER (1999), da hier über den eigenen Bedarf dieser Region hinaus Wasser entnommen wird. In wie weit dies im Rahmen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung zulässig ist, muss im Einzelfall geklärt werden. So ist zum Beispiel die Entnahme von Grundwasser im Donauried durch die Landeswasserversorgung, die unter anderem den wasserarmen Großraum Stuttgart über eine Strecke von über 100 km versorgt, aufgrund der reichen Wasservorkommen auf regionaler Basis als unkritisch zu betrachten.

Eine selten berücksichtigte Form des Wassertransfers ist der Im- und Export von „virtuellem“ Wasser. Virtuelles Wasser liegt nicht in physikalischer Form vor, sondern stellt ein Wasservolumen dar, das für die Herstellung eines Exportproduktes notwendig ist (CHAPAGAIN & HOEKSTRA, 2004). Auch hier kann die Frage nach der Notwendigkeit der Grundwasserentnahme nur im Einzelfall geklärt werden. Grundsätzlich sollen Fragen des Wassertransfers außerhalb des Grundwassersystems in dieser Arbeit nicht behandelt werden.

## 4.2 Zuordnung von Wirkungsbereichen

Die im vorangegangenen Kapitel 4.1 dargestellten Herausforderungen bezüglich einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung haben unterschiedliche Überschneidungsbereiche, so dass eine eindeutige Zuordnung von Einwirkungen durch die Grundwasserbewirtschaftung und Auswirkungen auf die Ökosysteme und die Gesellschaft meist nicht möglich ist. Eine Entkopplung der Vorgänge erscheint daher notwendig, um so spezifische Anforderungen an die Grundwasserbewirtschaftung und den sich daraus ergebenden Konsequenzen zu formulieren. Dabei lassen sich fünf Wirkungsbereiche definieren, denen wiederum die Hypothesen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung zugeordnet werden können:

- Grundwassersystem (Kapitel 4.2.1)
- Landnutzungen und Landökosysteme (Kapitel 4.2.2)
- Oberflächengewässer (Kapitel 4.2.3)
- Nachbarregionen (Kapitel 4.2.4)
- Grundwassernutzung (Kapitel 4.2.5)

Alle Prozesse, Interaktionen oder Aktivitäten innerhalb des Grundwassersystems oder mit anderen Teilsystemen lassen sich einem dieser Wirkungsbereiche zuordnen. Damit ist es möglich, Ursache und Wirkung der verschiedenen Vorgänge zu entkoppeln und eigenständig sichtbar zu machen. Zum Beispiel wird nun nicht mehr der Einfluss der Grundwasserentnahme auf die Landnutzungsbedingungen direkt betrachtet. Vielmehr stellt die Grundwasserentnahme eine Ursache unter vielen für die Änderung des Grundwasserstandes dar. Die Änderung des Grundwasserstandes selbst wirkt sich dann wiederum auf die Landnutzungsbedingungen aus.

Grundsätzlich können alle Vorgänge in Beziehung zu der Grundwasserquantität, der Grundwasserqualität oder dem Grundwasserstand gebracht werden. Abbildung 4.3 gibt einen Überblick über die unterschiedlichen Verknüpfungen der Wirkungsbereiche.

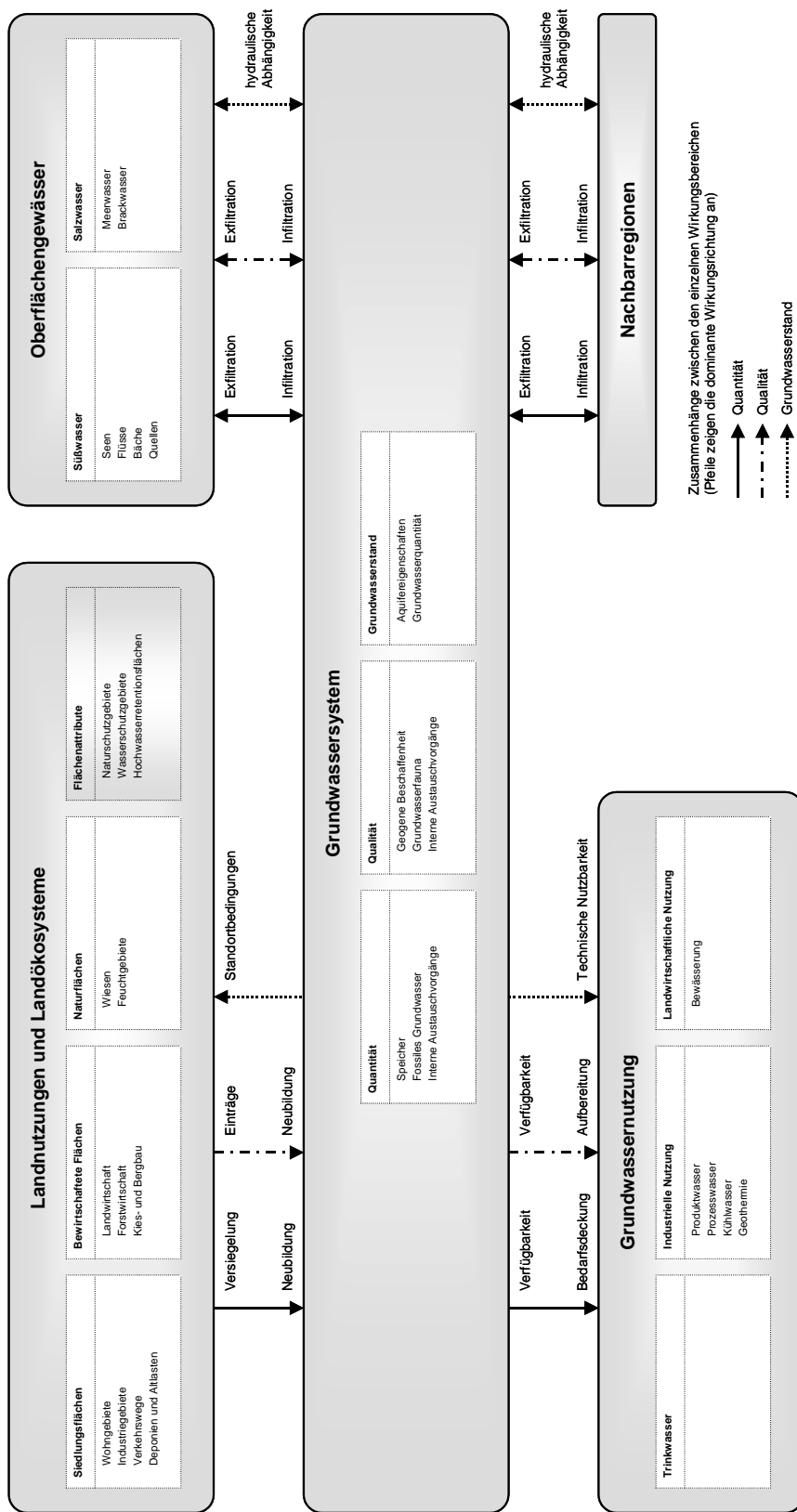


Abbildung 4.3: Wirkungsbereiche und die Verknüpfungen zum Grundwassersystem

## 4.2.1 Wirkungsbereich Grundwassersystem

Das Grundwassersystem selbst stellt einen eigenen Wirkungsbereich dar, da verschiedene Prozesse auch unabhängig von anthropogenen Einflüssen oder Interaktionen mit anderen aquatischen Teilsystemen stattfinden.

Unter Berücksichtigung der Ausführungen zur vereinfachten Grundwasserbilanz (Kapitel 4.1.1) lässt sich daher folgende Hypothese bezüglich der Verfügbarkeit von Grundwasser formulieren:

### Hypothese 1:

*Der Grundwasserspeicher darf im langjährigen Mittel nicht verringert werden.*

Ein weiteres Ziel einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung ist die Erhaltung der Wasserzirkulation bei naturnahen Verweilzeiten (KOBUS, 1996). Zum einen sollen dadurch die bestehenden Grundwasserstände gehalten werden, zum anderen soll aber vor allem die Wasserbeschaffenheit bzw. die damit verbundenen geogenen und biochemischen Prozesse erhalten werden. Daraus wird folgende Hypothese abgeleitet:

### Hypothese 2:

*Die mittleren Verweilzeiten müssen langfristig im Rahmen der hydrologisch bedingten Schwankungsbreite der mittleren Verweilzeiten des unbeeinflussten Systems liegen.*

Bei mehreren grundwasserführenden Schichten hat insbesondere der Austausch zwischen diesen Schichten großen Einfluss auf die Wasserzirkulation im gesamten Grundwasserkörper. Da die Trennschicht zwischen zwei Grundwasserstockwerken meist sehr viel geringere Durchlässigkeiten als die Aquifere selbst aufweist, können selbst geringe Mächtigkeiten sehr hohe Aufenthaltszeiten bewirken und somit starken Einfluss auf die resultierende Verweilzeit des Grundwassers haben. Deshalb müssen auch die vertikalen Austauschraten weitgehend erhalten bleiben:

### Hypothese 3:

*Die vertikalen Austauschraten müssen im Rahmen der hydrologisch bedingten Schwankungsbreite der natürlichen vertikalen Austauschraten liegen.*

Beim vertikalen Austausch spielt nicht nur die Größe, sondern auch die Richtung des Austausches eine wesentliche Rolle. Häufig ist das oberflächennahe Grundwasser durch unterschiedliche Einträge schon stark belastet, wogegen tiefere Grundwasserschichten meist noch nicht anthropogen beeinflusst worden sind:

### Hypothese 4:

*Eine Schadstoffverschleppung in geringer belastete Grundwasserstockwerke ist zu vermeiden.*

Dies ist auch im Sinne eines vorsorgenden Grundwasserschutzes, dessen oberstes Ziel die Vermeidung von qualitativen Belastungen des Grundwassers ist (JEDLITSCHKA, 1997). Problematisch wird die Einhaltung dieser Hypothese dann, wenn die Verschleppung nicht durch Entnahmen induziert wird, sondern wenn aufgrund der natürlichen Fließrichtung im unbeeinflussten Zustand Kontaminationen in geringer belastete Grundwasserschichten vordringen können. Hier sind weitergehende Maßnahmen umzusetzen wie beispielsweise die Ausweisung von Wasserschutzzonen oder auch die Sanierung des belasteten Grundwasserkörpers.

## 4.2.2 Wirkungsbereich Landökosysteme und Landnutzung

In diesem Wirkungsbereich stehen zwei Aspekte im Vordergrund. Zum einen sind grundwasserabhängige Landökosysteme sowie verschiedene Landnutzungen abhängig vom Grundwasserstand an einem Standort. Zum anderen stellt die Landoberfläche einen wesentlichen Eintragspfad von Wasser dar (in der Regel durch Niederschlag), was natürlich auch einen Eintrag von Schadstoffen bedeuten kann.

Im Bereich von siedlungsrelevanten Standorten geht im Allgemeinen nur eine Gefahr von zu hohen Grundwasserständen bzw. zu hohen Grundwasserstandsabsenkungen aus:

### Hypothese 5:

*Nasse Keller sind nicht akzeptabel.*

### Hypothese 6:

*Setzungsrisse sind nicht akzeptabel.*

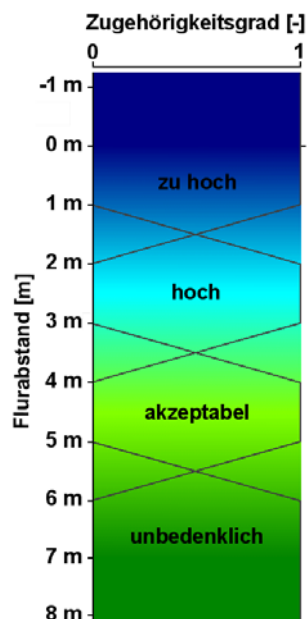
Sofern bei der Bauausführung DIN 4095 über die Dränung zum Schutz baulicher Anlagen und insbesondere DIN 18195 über Bauwerksabdichtungen berücksichtigt wurden, sollte grundsätzlich keine Vernässungsproblematik bestehen. DIN 18195 definiert den Bemessungsgrundwasserstand als „höchsten nach Möglichkeit aus langjähriger Beobachtung ermittelte Grundwasserstand“.

Um Bereiche identifizieren zu können, in denen mit einer Vernässung gerechnet werden muss, müssen die Kellertiefen der Bebauung berücksichtigt werden. Diese variieren mit Art der Bebauung: Einfamilienhäusern in eher ländlichen Regionen haben meist ein Souterrain, in Stadtgebieten sind die Keller meist ein- bis zweigeschossig, wobei kommerziell genutzte Hochhäuser häufig mehrere Untergeschosse oder eine Tiefgarage besitzen. Industriebauten sind dagegen selten unterkellert. Die Kellertiefen sind unter anderem aber auch vom Anschlussniveau des Abwassersystems abhängig, so dass für die maßgeblichen Tiefen keine verbindlichen Angaben gemacht werden können. Abbildung 4.4 zeigt eine mögliche Einstufung des Grundwasserstands bezüglich der Vernässungsproblematik unter Gebäuden. Dabei ist zu beachten, dass in Abhängigkeit der zeitlichen Auflösung der tatsächliche maximale Grundwasserstand möglicherweise nicht exakt erfasst werden kann und so die Einstufung

entsprechend anzupassen ist. Für den methodischen Hintergrund der Einstufung und der Zuweisung unterschiedlicher Attribute wird auf Kapitel 5.1.4.1 verwiesen.

Bei industriell genutzten Flächen, insbesondere bei Deponien sowie im Tagebau, muss der Grundwasserstand stets unterhalb der relevanten Sohlenunterkante liegen. Da eine vollständige Abdichtung von Deponien meist nicht gewährleistet werden kann und für Altlasten in der Regel keine Abdichtungsmaßnahmen getroffen wurden, ist eine Mobilisation von Schadstoffen dieser Kontaminationsquellen auf jeden Fall zu vermeiden. Bei dem minimal zulässigen Flurabstand ist daher auch noch der Kapillarsaum als Sicherheitsabstand zu berücksichtigen.

Neben zu hohen Grundwasserständen können auch zu große Absenkungen Probleme bereiten. Eine zu starke Absenkung des Grundwassers kann durch die Entwässerung des Korngerüsts und des damit verbundenen reduzierten Auftriebs zu Stabilitätsproblemen im Untergrund führen und es kann zu Setzungen kommen (PRINZ, 1997). PRINZ beschreibt darüber hinaus verschiedene Verfahren zur Berechnung von Setzungen infolge Grundwasserabsenkung und nennt Richtwerte für mittlere relative Setzmaße (Setzung in mm pro m Grundwasserabsenkung). Diese Richtwerte werden im Rahmen dieser Arbeit herangezogen, um eine einfache Abschätzung der potenziellen Setzungsgefährdung durchführen zu können. Für sandige Schichten liegen die relativen mittleren Setzmaße bei 1-3 mm/m und nehmen mit der Bindigkeit der Schicht auf bis zu 5-10 mm/m zu.



**Abbildung 4.4:** Mögliche Einstufung des Grundwasserstands bezüglich der Vernässungsproblematik unter Gebäuden

Zur Gewährleistung einer ausreichenden Versorgung mit Wasser stellt der Grundwasserstand für land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen sowie für alle grundwasserabhängigen Ökosysteme den wichtigsten Parameter dar. So hat sich LINDNER (1983) mit den Auswirkungen des Grundwasserstands auf Land- und Forstwirtschaft sowie auf ökologisch bedeutsame Gebiete sehr ausführlich beschäftigt. Ziel seiner Arbeit war die Steuerung der Grundwasserentnahmen unter Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte, wobei aber auch die Abhängigkeit des Ertrages von den Grundwasserständen zur Bestimmung von Bewertungskriterien herangezogen wurde. Einen ebenfalls ökologisch motivierten Ansatz vertreten ROSE & LENKENHOFF (2002), die ein grundwasserabhängiges Ökosystem verstehen als „eine Biozönose (Lebensgemeinschaft), deren Beschaffenheit vom anorganischen Faktor Grundwasser - einem Qualitätselement des Biotops (Lebensraums) - abhängig ist“. Hierfür werden maximale Flurabstände definiert, deren Überschreitung die Unterbrechung des Anschlusses an das Grundwasser bzw. dessen Kapillarsaum bedeutet, also eine Unterbrechung der Versorgung.

#### Hypothese 7:

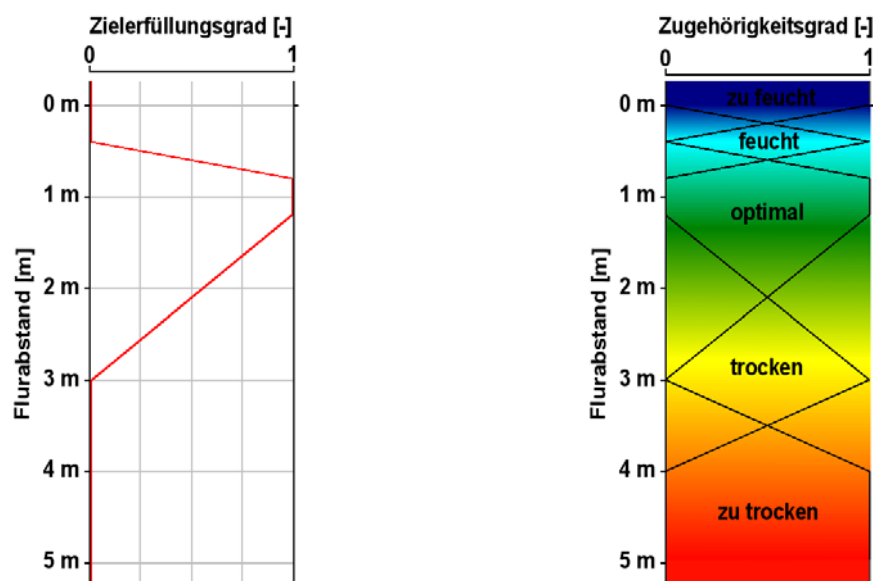
*Eine Änderung des Grundwasserspiegels unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ist nur dann zulässig, wenn sich dadurch die Standortbedingungen unter Berücksichtigung der Vegetationsperiode nicht wesentlich verschlechtern.*

Pflanzen, deren Wurzelraum sich im Kapillarsaum des Grundwassers befinden, werden in der Regel optimal mit Wasser versorgt. Zu hohe Grundwasserstände können zum Verfaulen der Wurzeln aufgrund von Sauerstoffmangel führen, während zu niedrige Grundwasserstände eine Austrocknung des Bodens und damit auch der Pflanzen nach sich ziehen und Bewässerungsmaßnahmen erforderlich machen würden.

Die sehr allgemeinen Angaben von LINDNER (1983) über den Flurabstand unter landwirtschaftlich genutzten Flächen hat SCHNECK (2006) präzisiert. Dort wird eine Nutzenfunktion in Abhängigkeit des Flurabstandes aufgestellt (Abbildung 4.5a). Mit Hilfe verschiedener Tabellenwerke (DVWK, 1984; AG BODEN, 1996; SCHEFFER ET AL., 2002) lassen sich dabei Art der Kulturpflanze (Wasserverbrauch, Vegetationszeit) sowie die Bodenart (nutzbare Feldkapazität, effektiver Wurzelraum, kapillarer Aufstieg) berücksichtigen. Die Knickpunkte der Nutzenfunktion stellen dabei verschiedene Grenzflurabstände dar. Ein Ansteigen des Grundwasserspiegels über den minimalen Grenzflurabstand bedeutet eine Vernässung des Bodens, die eine maschinelle Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen nicht ohne größere Flurschäden zulässt (Nutzen = 0). Darüber hinaus können durch das Sauerstoffdefizit im Wurzelraum die Pflanzenwurzeln zu faulen beginnen. Auf der anderen Seite bedeutet ein Überschreiten des maximaler Grenzflurabstand, dass die Versorgung durch kapillaren Aufstieg nicht mehr sicher gestellt werden kann. Ein maximaler Nutzen (Nutzen = 1) ist möglich, wenn der Flurabstand sich innerhalb einer Bandbreite bewegt, deren Grenzen sich durch den maximalen effektiven Wurzelraum sowie der optimalen Versorgung durch kapillaren Aufstieg bestimmen. Entsprechend der Einstufung des Flurabstandes unter siedlungsrelevanter Flächen kann die Nutzenfunktion auch in eine solche Einstufung übertragen werden (Abbildung 4.5b).



Die räumliche Auflösung bei den Untersuchungen von SCHNECK (2006) ist mit 50 Metern sehr hoch. Die detaillierten Überlegungen können also nicht einfach auf einen regionalen Maßstab übertragen werden, da durch die notwendige Aggregation auf ein geringer aufgelöstes Raster eine Diversifikation in bestimmte Pflanzen- oder Bodenarten kaum mehr möglich ist. Da der Wasserbedarf verschiedener Pflanzenarten zeitlich und quantitativ sehr ähnlich ist (die Hauptvegetationsperiode liegt zwischen April und August), erscheint hier nur eine Differenzierung in Ackerland und Grünland notwendig. Bei Grünland ist ein zu hoher Grundwasserstand eigentlich nicht möglich, da sich die Hauptwurzelmasse der Grasnarbe direkt unter der Geländeoberfläche befindet. Allerdings wird davon ausgegangen, dass sich eine deutliche Überflutung nachteilig auswirkt. Grundwasserferne Standorte (minimaler Flurabstand  $> 4.0$  m) sollen in der Bewertung nicht berücksichtigt werden.



(a) Nutzenfunktion für landwirtschaftliche Flächen (nach SCHNECK, 2006) (b) Einstufung des Grundwasserstands für landwirtschaftliche Flächen

**Abbildung 4.5:** Mögliche Einstufung des Flurabstands für landwirtschaftlich genutzter Flächen

Für forstwirtschaftlich genutzte Flächen könnte analog eine entsprechende Hypothese formuliert werden. Allerdings ist im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Flächen die Entwicklung eines Waldes nicht auf eine bestimmte Vegetationszeit begrenzt. Sie ist vielmehr ein jahrzehntelanger Prozess, bei dem eine mangelhafte Versorgung der Bäume sogar zu irreversiblen Schäden führen kann. Langfristig gesehen ist die Forstwirtschaft in der Lage, sich neuen Grundwasserverhältnissen anzupassen (SAMULEIT, 2002), jedoch nur unter der Voraussetzung, dass die Änderung im gleichen Zeitrahmen stattfinden, wie der Wald für seine Entwicklung benötigt (d.h. Zeiträume bis zu mehreren Jahrzehnten). Eine Unterscheidung der Grenzflurabstände in Abhängigkeit der Baumart und der Bodenart erscheint daher nicht sinnvoll. Vielmehr wird davon ausgegangen, dass die mittleren Verhältnisse, wie sie sich über die vergangenen Jahrzehnte entwickelt haben, als geeignete Bedingungen für den aktuellen

Bestand angesehen werden können. Für eine Bewertung bedeutet dies die Berücksichtigung des langfristigen mittleren Grundwasserstandes sowie dessen mittel- und langfristige Änderung.

Dies lässt sich grundsätzlich auf alle grundwasserabhängigen Gebiete und Naturräume übertragen. Aufgrund der vielfältigen Aktivitäten des Menschen gibt es heute allerdings nur noch sehr wenige, „natürliche“ Lebensräume. Naturschutzgebiete sind meist nur dazu da, den aktuellen Zustand zu erhalten, auch wenn dieser durch anthropogene Einflüsse nicht mehr dem ursprünglichen Zustand entspricht (LINDNER, 1983). Damit der Zustand eines solchen Naturraumes erhalten werden kann, müssen auch die jeweiligen Standortbedingungen stabil gehalten werden.

**Hypothese 8:**

*Die charakteristischen Schwankungen des Grundwasserstands dürfen nicht maßgeblich gestört werden.*

**Hypothese 9:**

*Der mittlere jährliche Grundwasserstand darf nur geringfügig vom mittleren langfristigen Grundwasserstand abweichen.*

Beide Hypothesen lassen sich direkt aus den von LENKENHOFF & ROSE (2003) aufgestellten Kriterien für die Erhaltung von Naturräumen ableiten:

- Einhaltung von minimalen und maximalen Flurabständen („äußere Grenzen“)  
Hierzu wurden die mittleren minimalen und maximalen mittleren Grundwasserstände für unterschiedliche Biotopenarten und -standorte untersucht und als äußere Grenzen festgelegt. In SCHNECK (2006) wird ein Verfahren vorgestellt, das sich bei der Bestimmung der äußeren Grenzen und des Wertebereichs für optimale Flurabstände auf die Beobachtungen der Grundwasserstände in der Vergangenheit stützt. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich der Biotoptyp oder der Baumbestand alleine aufgrund der Grundwasserverhältnisse entwickeln konnte und dass zur Erhaltung der aktuellen Flora und Fauna diese Verhältnisse erhalten werden müssen. Für einen Standort werden daher die langjährigen Monatsmittelwerte bestimmt. Der 5%- und 95%-Perzentilwert stellen die äußeren Grenzen dar, deren Über- bzw. Unterschreiten eine signifikante Schädigung des Bestands nach sich ziehen würde. Grundwasserstände zwischen dem 25%- und 75%-Perzentilwert werden hingegen also optimal für die Erhaltung der Standortbedingungen angesehen. Grundwasserferne Standorte sind wiederum von einer Bewertung ausgenommen.
- Begrenzung der jährlichen Änderung gegenüber dem langjährigen mittleren Grundwasserstand  
In ökologisch sensitiven Gebieten soll der mittlere jährliche Grundwasserstand gegenüber dem langjährigen Mittel um nicht mehr als 30 cm abweichen, in weniger empfindlichen Gebieten wie Waldstandorten ist eine Abweichung von bis zu 50 cm noch akzeptabel.

Neben einer Anpassung der Entnahmen zur Verbesserung der unterschiedlichen Standortbedingungen kann auch die Änderung der Landnutzung in Betracht gezogen werden. Allerdings sollten Landnutzungsänderungen nur dann zulässig sein, wenn sich das Gefährdungspotenzial des Eintrags von Kontaminationen dadurch nicht erhöht.

Selbst die Flächenversiegelung kann eine Art Landnutzungsänderung darstellen, die letztendlich zum qualitativen Schutz des Grundwassers beiträgt. Allerdings muss dann eine vorschriftsmäßige Ausführung und Instandhaltung der versiegelten Fläche vorausgesetzt werden, da gerade Verkehrswege und Industrieflächen Punktquellen oder diffuse Quellen für Grundwasserverschmutzungen sein können. In Deutschland wird z. B. täglich eine Fläche von 129 ha für den Siedlungs- und den Verkehrswegebau neu in Anspruch genommen (BMU, 2002). Sofern keine entsprechenden Maßnahmen getroffen werden, gelangt aufgrund dieser Flächenversiegelung der Niederschlag nicht mehr über den Boden ins Grundwasser, sondern wird direkt in die (teilweise ebenso versiegelten) Vorfluter abgeleitet. Dadurch kann auch das langfristig verfügbare Grundwasservorkommen stark reduziert werden, da die Neubildung durch Niederschlag oft einen wesentlichen Beitrag zur Grundwasserbilanz leistet.

Eine Änderung der Landnutzung kann die potentielle Gefahr einer Grundwasserbelastung aber auch erhöhen. So kann zum Beispiel durch den Umbruch von Ackerland der in Pflanzen und Boden gebundene Stickstoff freigesetzt werden und ins Grundwasser gelangen (KINZELBACH ET AL., 1992). Bei allen Überlegungen zur Flächennutzung ist stets die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung zu berücksichtigen (HÖLTING, 1995).

Aufgrund der geringen räumlichen Auflösung können die unterschiedlichen Landnutzungen nicht ausreichend differenziert werden. Zudem sind Änderungen in der Regel lokal und betreffen meist nur sehr kleine Flächen, die in der Aggregation aller Landnutzungen innerhalb einer Betrachtungseinheit keinen großen Einfluss haben.

### 4.2.3 Wirkungsbereich Oberflächengewässer

Wie schon im Wirkungsbereich Grundwassersystem soll zunächst auf die vereinfachte Grundwasserbilanz eingegangen werden. Dort wurde ausgeführt, dass die Bilanz langfristig nur durch Änderung des Terms zum Austausch mit Oberflächengewässern ausgeglichen werden kann.

#### Hypothese 10:

*Der Mindestwasserabfluss in Oberflächengewässern darf nicht unterschritten werden.*

Die Problematik der Abhängigkeit zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern wird insbesondere bei kleineren Gewässern und Quellen deutlich. Sinkt hier der Grundwasserspiegel so stark ab, dass er unterhalb der Gewässersohle liegt, so kann dies in Abhängigkeit der Durchlässigkeitsfaktoren einen Verlust von Wasser in diesem Gewässer bis hin zum Trockenfallen des Gewässers bedeuten. Damit ein Gewässer seine ökologische Funktion erfüllen kann, ist ein Mindestwasserabfluss zu gewährleisten. Der

Mindestwasserabfluss ist eigentlich eine Vorgabe, die sich aus der Nutzung der Wasserkraft entwickelt hat. Damit soll die Wasserabgabe so geregelt werden, dass die ökologischen Funktionen in der Ausleitungsstrecke nicht gefährdet werden (LAWA, 2001). Aufgrund des Einflusses einer Grundwasserentnahme auf den Abfluss eines Oberflächengewässers muss auch hier von einer Gefährdung ausgegangen werden. Somit erscheint eine Übertragung des Konzepts eines Mindestwasserabflusses für die Grundwasserbewirtschaftung notwendig und wurde teilweise auch schon umgesetzt (SOPHOCLEOUS, 2000).

Für die Bestimmung des Mindestwasserabflusses gibt es verschiedene Verfahren, die sich hauptsächlich am natürlichen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) orientieren. Darin liegt aber auch ein wesentlicher Kritikpunkt, da z. B. die Gewässerstruktur oder auch spezifische Habitatanforderungen meist nicht explizit berücksichtigt werden (LFU, 2004). Grundsätzlich ist eine standortspezifische Anpassung des Wertes aber möglich, wobei dies immer lokal durchzuführen ist.

Orientierungsrahmen für diese Arbeit sind die Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen der LAWA (2001). Der Mindestwasserabfluss wird demnach durch das MNQ sowie gegebenenfalls eine Mindestwassertiefe bestimmt. Weitere Faktoren sind Leitfischart, Gefälle oder Laichzeiten, die bei einer regionalen Betrachtung jedoch nicht berücksichtigt werden können.

Prinzipiell kann diese Hypothese auch auf stehende Gewässer übertragen werden. Dabei ist der Mindestwasserabfluss durch einen Mindestwasserspiegel zu ersetzen.

Ebenfalls in Analogie zu den Hypothesen im Wirkungsbereich Grundwassersystem können zwei weitere Hypothesen formuliert werden:

#### **Hypothese 11:**

*Die charakteristischen Schwankungen des Austausches zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern sollen weitgehend erhalten werden.*

Der Austausch zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser ist nicht nur für die Wasserqualität und die Erhaltung der natürlichen Verweilzeiten relevant. Auch der Grundwasserstand kann durch die Interaktion mit den Oberflächengewässern stark beeinflusst sein. Das bedeutet eine Änderung der Rahmenbedingungen, denen sich das Ökosystem sowie die Landnutzungen entsprechend angepasst haben.

#### **Hypothese 12:**

*Eine Schadstoffverschleppung in geringer belastete Wasserkörper ist zu vermeiden.*

Diese Hypothese ist eine Erweiterung von Hypothese 4 auf Oberflächengewässer. Die Wasserqualität von Grundwasser oder Oberflächengewässern kann mitunter stark von der Wasserqualität des infiltrierenden Gewässers abhängen. Dabei unterliegt die Wasserqualität in Oberflächengewässern aufgrund der meist kürzeren Verweilzeiten schnelleren Änderungen als die Grundwasserqualität.

#### 4.2.4 Wirkungsbereich Nachbarregionen

Im Wesentlichen geht es in diesem Wirkungsbereich um die Beachtung der Interessen der Nachbarn. Sofern kein abweichendes Übereinkommen zwischen den beteiligten administrativen Einheiten getroffen worden ist, sind die langfristigen mittleren Grundwasserverhältnisse weitgehend zu erhalten:

**Hypothese 13:**

*Die langjährigen mittleren Grundwasserstände in Nachbarregionen dürfen durch eine nicht abgestimmte Grundwassernutzung nicht wesentlich beeinflusst werden.*

**Hypothese 14:**

*Der langjährige mittlere Grundwasseraustausch zwischen Nachbarregionen darf durch eine nicht abgestimmte Grundwassernutzung nicht wesentlich beeinflusst werden.*

**Hypothese 15:**

*Die Qualität des an die Nachbarregion abgegebenen Grundwassers darf durch eine nicht abgestimmte anthropogene Beeinträchtigung nicht wesentlich beeinflusst werden.*

Da gerade bei grenznahen Entnahmen unter Umständen das komplette Einzugsgebiet im Verwaltungsgebiet der Nachbarregion liegen kann (vgl. KOBUS & MÖDINGER, 2002), muss das Gebot des Grundwasserschutzes unabhängig von der Verwaltungseinheit Gültigkeit besitzen. Schutzgebiete sind daher grenzüberschreitend auszuweisen.

#### 4.2.5 Wirkungsbereich Grundwassernutzung

Fast jede der bisher aufgestellten Hypothesen steht auch in direktem Zusammenhang mit der Grundwassernutzung. Entnahmen stellen einen nicht-natürlichen Eingriff in das Grundwassersystem dar und haben so mitunter starken Einfluss auf die durch hydrologische Randbedingungen vorgegebenen natürlichen Verhältnisse.

Die quantitativen Aspekte der Auswirkungen der Grundwassernutzung wurden weitgehend behandelt. Allerdings kann neben den unterschiedlichen Zuflussternen in der Wasserbilanzgleichung unter bestimmten Voraussetzungen eine weitere Grundwasserquelle existieren:

**Hypothese 16:**

*Fossile Grundwasservorkommen dürfen jährlich nur um maximal 1% des noch vorhandenen Grundwasservolumens reduziert werden, wobei die Nutzung grundsätzlich nur eine zeitlich begrenzte Übergangsmaßnahme darstellen darf.*

„Fossile“ Grundwasservorkommen werden in der Regel durch ein hohes Alter sowie das Fehlen natürlicher Zuflüsse charakterisiert und sind deshalb auch als nicht-erneuerbare Ressource anzusehen. HOUSTEN & HART (2004) bemerken jedoch, dass das Fehlen natürlicher Zuflüsse häufig nur schwer nachzuweisen ist, bzw. zeitlich sehr differenziert zu betrachten ist. Außerdem sind die Ergebnisse einer Altersbestimmung über die C14-Methode oder einer Abschätzung über die Fließgeschwindigkeiten stark vom Ort der Probennahme abhängig und können ein falsches Bild von der Gesamtsituation liefern. Obwohl sie dem Wirkungsbereich Grundwassersystem zugeordnet sind (vgl. Abbildung 4.3), werden die fossilen Grundwässer eigentlich nur im Zusammenhang mit der Grundwassernutzung gesehen, da sie in der Regel nicht mehr aktiver Teil des hydrologischen Kreislaufs sind.

Die Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen ist, wie schon in Kapitel 2.1.2 beschrieben, Ausgangspunkt der Diskussion über starke und schwache Nachhaltigkeit. Dieser Konflikt wird in LLAMAS (2004) für das Grundwasser thematisiert. Demnach kann es insbesondere in ariden Gebieten sinnvoll sein, fossile Grundwasservorräte bis zu einem gewissen Grad zu „verbrauchen“. Der ökologische Schaden kann aber nur dann in Kauf genommen werden, wenn der daraus resultierende sozioökonomische Nutzen sichtbar ist und zu anderen Strategien der Wassergewinnung führt. ABDERRAHMAN (2003) zeigt am Beispiel Saudi-Arabiens, wie eine intensive Nutzung nicht-erneuerbarer Grundwasserressourcen Initialzündung für die gesellschaftliche Entwicklung eines Landes sein kann.

Die Begrenzung der Nutzung fossilen Grundwassers auf jährlich 1% des noch vorhandenen Grundwasservolumens ist letztendlich nur ein Richtwert, der zwei Aspekte berücksichtigen soll. Die jährliche Anpassung der Berechnungsbasis stellt einen asymptotischen Verlauf der Nutzung sicher, d.h. nach einer intensiven Nutzung am Anfang soll durch die Erschließung anderer Quellen eine Reduktion und schließlich ein Einstellen der Nutzung fossiler Grundwasservorkommen möglich sein. Eine jährliche Reduktion um 1% bedeutet, dass sich das ursprünglich vorhandene Grundwasservolumen erst nach ca. 70 Jahren halbiert haben wird, also ausreichend Zeit für die Entwicklung neuer Strategien gibt. Der zeitliche Rahmen der Entwicklung neuer Strategien ist von Anfang an abzustecken, da die Nutzung bzw. der Verbrauch fossiler Grundwasservorkommen nur eine Übergangsmaßnahme im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung darstellen darf.

Weitere Gesichtspunkte bezüglich der Verfügbarkeit der Grundwasserressourcen wie zum Beispiel Bedarfsmanagement oder Verteilung der Wasserressourcen sollen hier nicht betrachtet werden, da dies meist auch operative Fragestellungen beinhaltet (wie z. B. eine konkrete Brunnensteuerung), die nur lokal beantwortet werden können.

Aspekte der Grundwasserqualität wurden bislang nur im Zusammenhang mit der Verfrachtung von Schadstoffen innerhalb des Grundwassersystems bzw. über Oberflächengewässer behandelt. Anthropogen verursachte Belastungen wurden - von Ausnahmen in der Landwirtschaft abgesehen - weitgehend außer Acht gelassen. In erster Linie geht es hier um die Vermeidung von Kontaminationen des Grundwassers als Vorgabe für einen vorsorgenden Grundwasserschutz.

**Hypothese 17:**

*Die anthropogen beeinflusste Grundwasserqualität darf die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung nicht überschreiten.*

Hintergrund ist die von KOBUS (1996) aufgestellte Forderung, dass im Zuge eines vorsorgenden Grundwasserschutzes Grundwasserbelastungen durch Stoffeinträge das Selbstreinigungsvermögen des Untergrunds nicht überschreiten dürfen. Problematisch ist dabei die Abschätzung des Selbstreinigungspotenzials sowie die notwendige Zeit, um dieses Potenzial vollständig nutzen zu können. Ein weiterer Punkt ist das wirtschaftliche Interesse der Entnehmer, die dadurch Kosten für aufwendige Aufbereitungsmaßnahmen weitgehend einsparen könnten.

In diesem Zusammenhang ist auch auf die Ausweisung von Wasserschutzgebieten hinzuweisen (siehe DVGW-Arbeitsblatt W 101 „Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; 1. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser“). Dort wird die Ausweisung des gesamten Einzugsgebietes als Schutzgebiet gefordert. Häufig werden Ränder eines Einzugsgebietes aber aus praktischen bzw. verwaltungstechnischen Überlegungen heraus festgelegt. Darüber hinaus fehlt in der Regel die Ausweisung von Schutzgebieten bei Entnahmen aus tiefer liegenden Stockwerken, da hier häufig der unmittelbare Bezug zwischen Entnahme und Einzugsgebiet nicht deutlich gemacht wurde (KOBUS & MÖDINGER, 2002).

Eine weitere Schwierigkeit bei der Ausweisung von Schutzgebieten können Oberflächengewässer darstellen, die innerhalb der engeren Schutzzone II liegen. Die Grenzen dieser Schutzzone werden durch die 50-Tage-Linie bestimmt. Bei Fließzeiten von mehr als 50 Tagen wird davon ausgegangen, dass keine pathogene Keime und Viren mehr im Grundwasser zu finden sind und somit auch keine mikrobiologische Gefährdung besteht. Insbesondere während eines Hochwasserereignisses kann die qualitative Belastung von Fließgewässern deutlich erhöht sein und stellt gerade für Uferfiltrationsanlagen eine Gefährdung der Wasserqualität dar. Besondere Aufbereitungsmaßnahmen sind daher vorzusehen, gerade auch dann, wenn sich im Einzugsgebiet Hochwasserretentionsflächen befinden, die bei Überstau eine längere Infiltration von belastetem Oberflächenwasser möglich machen.

### 4.3 Übersicht

Nach der teils sehr ausführlichen Beschreibung aller Hypothesen werden diese in Tabelle 4.1 nochmals zusammenfassend dargestellt. Die exemplarische Verwendung einer Hypothese für die praktischen Anwendung des Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems auf den Rhein-Neckar-Raum (Kapitel 7) ist in der letzten Spalte entsprechend markiert (✓).

**Tabelle 4.1:** Hypothesen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung

Wirkungsbereich Grundwassersystem		
1	Der Grundwasserspeicher darf im langjährigen Mittel nicht verringert werden.	
2	Die mittleren Verweilzeiten müssen langfristig im Rahmen der hydrologisch bedingten Schwankungsbreite der mittleren Verweilzeiten des unbeeinflussten Systems liegen.	
3	Die vertikalen Austauschraten müssen im Rahmen der hydrologisch bedingten Schwankungsbreite der natürlichen vertikalen Austauschraten liegen.	✓
4	Eine Schadstoffverschleppung in geringer belastete Grundwasserstockwerke ist zu vermeiden.	✓
Wirkungsbereich Landökosysteme und Landnutzungen		
5	Nasse Keller sind nicht akzeptabel.	✓
6	Setzungsrisse sind nicht akzeptabel.	✓
7	Eine Änderung des Grundwasserspiegels unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ist nur dann zulässig, wenn sich dadurch die Standortbedingungen unter Berücksichtigung der Vegetationsperiode nicht wesentlich verschlechtern.	✓
Wirkungsbereich Landökosysteme und Landnutzungen		
8	Die charakteristischen Schwankungen des Grundwasserstands dürfen nicht maßgeblich gestört werden.	✓
9	Der mittlere jährliche Grundwasserstand darf nur geringfügig vom mittleren langfristigen Grundwasserstand abweichen.	✓
Wirkungsbereich Oberflächengewässer		
10	Der Mindestwasserabfluss in Oberflächengewässern darf nicht unterschritten werden.	✓
11	Die charakteristischen Schwankungen des Austausches zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern sollen weitgehend erhalten werden.	✓
12	Eine Schadstoffverschleppung in geringer belastete Wasserkörper ist zu vermeiden.	✓
Wirkungsbereich Nachbarregionen		
13	Die langjährigen mittleren Grundwasserstände in Nachbarregionen dürfen durch eine nicht abgestimmte Grundwassernutzung nicht wesentlich beeinflusst werden.	
14	Der langjährige mittlere Grundwasseraustausch zwischen Nachbarregionen darf durch eine nicht abgestimmte Grundwassernutzung nicht wesentlich beeinflusst werden.	
15	Die Qualität des an die Nachbarregion abgegebenen Grundwassers darf durch eine nicht abgestimmte anthropogene Beeinträchtigung nicht wesentlich beeinflusst werden.	



**Tabelle 4.1:** Hypothesen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung (Fortsetzung)

Wirkungsbereich Grundwassernutzung	
16	Fossile Grundwasservorkommen dürfen jährlich nur um maximal 1% des noch vorhandenen Grundwasservolumens reduziert werden, wobei die Nutzung grundsätzlich nur eine zeitlich begrenzte Übergangsmaßnahme darstellen darf.
17	Die anthropogen beeinflusste Grundwasserqualität darf die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung nicht überschreiten.



# 5 Entwicklung einer Bewertungsmethodik

*Indicators always simplify a complex reality*

aus SMEETS & WETERINGS (1999)

Nach der Konzeption eines umsetzungsfähigen Leitbildes für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung (Kapitel 3) und dessen Konkretisierung durch die aufgestellten Hypothesen (Kapitel 4) geht es in diesem Kapitel um die methodische Behandlung der Hypothesen. Die Hypothesen müssen zum einen bewertet werden, d.h. es muss eine Aussage über die Zufriedenheit mit der Erfüllung der Ziele, die durch die Hypothesen repräsentiert werden, gemacht werden. Zum anderen sind die Hypothesen Teil eines Gesamtsystems, welches unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Interessen verschiedener Anspruchsgruppen auch bewertet werden muss.

Zunächst werden in Kapitel 5.1 die methodischen Grundlagen für eine Bewertung gelegt. Anschließend wird der Bewertungsvorgang für eine Hypothese (Kapitel 5.2) und für das Gesamtsystem (Kapitel 5.3) beschrieben.

## 5.1 Methodische Grundlagen

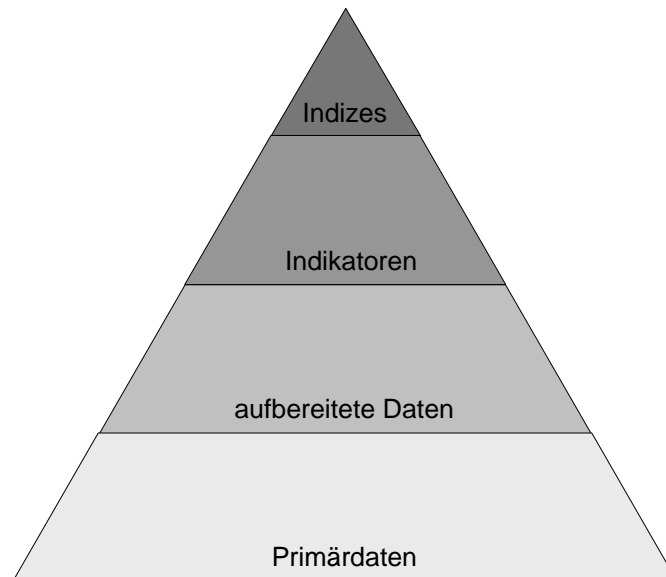
### 5.1.1 Indikatoren

Komplexe Sachverhalte wie die Quantifizierung von Nachhaltigkeit lassen sich in der Regel nicht durch einen einzigen Parameter darstellen (GÜNTHER & SCHUH, 2000). Ebenso wenig basiert deren Bewertung auf nur einem Eindruck. So lässt sich z. B. die Temperatur durch einen einzigen physikalischen Kennwert darstellen, die (subjektive) Bewertung der Temperatur durch eine Person hängt aber noch von anderen Größen ab (Luftfeuchtigkeit, Wind, Kleidung, etc.). Somit sind die wesentlichen Parameter zu identifizieren, die eine Hypothese bzw. die zu Grunde liegenden Ursachen, Prozesse und Auswirkungen möglichst umfassend beschreiben. Diese Parameter sind dann in geeigneter Weise durch Indikatoren darzustellen.

#### 5.1.1.1 Charakterisierung von Indikatoren

Indikatoren sind Kennzahlen oder Messgrößen, die einen Sachverhalt vereinfachend beschreiben (Stellvertretergrößen). Somit ist es möglich, Ist- oder Sollzustände eines Systems hinsichtlich nicht direkt messbarer Ziele quantitativ zu erfassen (GÜNTHER & SCHUH, 2000). Dadurch lassen sich auch komplexe Informationen und Zusammenhänge verdichten, reduzieren und schließlich einfacher kommunizieren. Die Datenpyramide (Abbildung 5.1) zeigt die zunehmende Datenverdichtung von den Primärdaten bis hin zu Indizes. Häufig wird

der Begriff des Indikators für alle Ebenen der Datenpyramide verwendet (RADERMACHER ET AL., 1998). In der Regel sind Indikatoren aber dimensionsbehaftete Größen, Indizes meist dimensionslose, aus Indikatoren aggregierte Werte (RENNINGS, 1994).



**Abbildung 5.1:** Datenpyramide (nach HAMMOND ET AL., 1995)

Die idealtypischen Anforderungen an Indikatoren sind vielfältig und werden aus unterschiedlichen wissenschaftlichen und praxisorientierten Kontexten formuliert. So stehen für RADERMACHER ET AL. (1998) und den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU, 1994) folgende Aspekte im Vordergrund:

- Ökologische Anforderungen  
Mehrfachbelastungen, zeitliche Spitzenbelastungen
- Analytische Korrektheit  
Theoretische Ableitung, Konsistenz der Darstellung, Flexibilität des konzeptionellen Rahmens, Nachvollziehbarkeit von Selektionskriterien und Aggregationsverfahren
- Pragmatische Aspekte  
Datenverfügbarkeit, Ermittlungsaufwand, Absicherung von Zeitreihen
- Politikrelevanz  
Gute Verständlichkeit, Gesamtbild mit wenigen Indikatoren, Leitbild- bzw. Zielbezug, internationale Vergleichbarkeit
- Statistisch-methodische Aspekt  
Quantifizierbarkeit, Reproduzierbarkeit, Validität, Repräsentativität, Fortschreibbarkeit, Sensitivität, Transparenz

Allerdings gibt es Zielkonflikte zwischen den Anforderungen bei der Auswahl einzelner Indikatoren einerseits und der Erstellung möglichst konsistenter Indikatorensets andererseits. Doch gerade bei Konflikten mit unterschiedlichen Zielvorstellungen müssen diese durch einzelne Indikatoren abgedeckt werden (STEINBERG ET AL., 2002). Die zweckmäßige Anzahl der Indikatoren aber auch der Aggregationsgrad ist stets situationsspezifisch zu ermitteln (GÜNTHER & SCHUH, 2000).

RENNINGS (1994) unterscheidet Indikatoren nach vier Merkmalen:

- Stellung in der Kausalkette  
Im Rahmen der Umweltindikatoren spricht man hier von Emissions-, Immissions- und Wirkungsindikatoren, die Ursache-Wirkungs-Beziehungen von Prozessen innerhalb des Ökosystems beschreiben.
- Ist- und Soll-Indikatoren  
Ist-Indikatoren geben Auskunft über den aktuellen Zustand, Soll-Indikatoren konkretisieren das angestrebte Ziel. Bei der Frage der Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung rückt gerade die Formulierung eines Zielzustandes in den Blickpunkt (vgl. Kapitel 3.2.3).
- Physische und monetäre Indikatoren  
In der Regel beschreiben Umweltindikatoren den physischen Zustand (Qualität, Quantität) der Umwelt. Da aber letztendlich die Finanzierbarkeit von Maßnahmen eine entscheidende Rolle bei deren Umsetzung spielt, werden z. B. wirtschaftliche Verluste als Folge von Umweltschäden abgeschätzt und in monetären Einheiten ausgedrückt.
- Aggregierende und selektierende Indikatoren  
Diese Unterscheidung spielt insbesondere bei der vereinfachten Darstellung des Systems durch Indikatoren eine Rolle. Zum einen können Einzelindikatoren zu einem Gesamtindikator verknüpft werden, wobei sich hier die Frage nach der Gewichtung der einzelnen Indikatoren stellt. Zum anderen kann aber auch ein Leitindikator aus und stellvertretend für die Gesamtheit der Einzelindikatoren bestimmt werden. Hier ist darauf zu achten, dass jede mögliche Entwicklung auch korrekt durch den gewählten Leitindikator wiedergegeben wird.

Darüber hinaus differenziert die European Environment Agency (EEA) weitere vier Indikatortypen (SMEETS & WETERINGS, 1999):

- Zustandsindikatoren, die den gegenwärtigen Zustand z. B. der Umwelt beschreiben.
- Leistungsindikatoren, die z. B. einen Zielerfüllungsgrad repräsentieren.
- Produktivitätsindikatoren, die einen Nutzen im Verhältnis zu einem dafür notwendigen Aufwand darstellen.
- Gemeinwohlintikatoren, die einen grundsätzlichen Überblick über die aktuelle Situation geben.

Für diese Arbeit sind insbesondere Zustands- und Leistungsindikatoren von Interesse, da diese sich am Besten für die Darstellung einer Situation eignen. Berücksichtigen muss man dabei allerdings die Stellung in der Kausalkette sowie die Unterscheidung zwischen Ist- und Referenzzuständen.

### 5.1.1.2 Selektion der Indikatoren

Grundsätzlich sind die Identifikation und auch die Typisierung der Indikatoren subjektive Vorgänge (GÜNTHER & SCHUH, 2000). Deshalb ist hier insbesondere auf Transparenz und Nachvollziehbarkeit zu achten. Dies ist unter anderem auch notwendig, damit eine Überprüfung der Hypothese und der zu Grunde liegenden Annahmen durch die unterschiedlichen Akteure möglich ist (TREMMELE, 2003).

Die Definition der Hypothesen kann im Rahmen der Indikatorbildung als „Top-Down“-Verfahren angesehen werden (SRU, 1994). Ausgehend von bekannten bzw. zu erwartenden Problemen werden Ziele formuliert, die in geeigneter Weise abgebildet werden sollen. Die Identifizierung der maßgebenden Parameter kann wiederum als „Bottom-Up“-Verfahren interpretiert werden, bei dem eine möglichst vollständige Beschreibung der Situation durch eine nach oben gerichtete Aggregation und Selektion von Daten angestrebt wird.

Eine vollständige Ermittlung aller Eigenschaften eines natürlichen Systems ist aufgrund der Komplexität häufig jedoch nicht möglich (SRU, 1994). Gerade deshalb sind die wichtigsten Merkmale eines Prozesses durch Indikatoren zu erfassen. Eine umfassende Parameteridentifikation oder -abschätzung, wie sie zum Beispiel bei der Erstellung numerischer Modelle gemacht wird, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht geleistet werden. Vielmehr soll auf die in der Literatur beschriebenen Parameter zurückgegriffen werden, da die zu erfassenden Prozesse häufig schon sehr gut beschrieben und physikalisch, chemisch oder biologisch genau bestimmt sind. Allerdings können wesentliche Einflussgrößen auch von den lokalen oder regionalen Gegebenheiten abhängig sein, so dass die dokumentierten Erkenntnisse kritisch zu betrachten sind, da sie häufig nicht direkt für den jeweiligen Untersuchungsraum und -rahmen dieser Arbeit übertragen werden können. Weitere Ausführung zur Ableitung von Indikatoren zur Beschreibung von Ökosystemen finden sich bei RADERMACHER ET AL.(1998).

## 5.1.2 Indikatorensysteme

Meist lassen sich Indikatoren auf verschiedenen Aggregationsstufen sowie verschiedene Typen von Indikatoren nicht direkt miteinander vergleichen oder verknüpfen. Je komplexer die durch die Indikatoren zu beschreibende Situation ist, desto größer wird auch die Notwendigkeit einer Klassifikation und Ordnung dieser Indikatoren in Indikatorensystemen.

Auf internationaler und nationaler Ebene gibt es mittlerweile eine Vielzahl von unterschiedlichen (Umwelt-)Indikatorensätze, die der Beschreibung und Vergleichbarkeit von Entwicklungen in unterschiedlichen Ländern und Regionen der Erde dienen (vgl. Human

Development Indicators: UNDP, 2001; OECD-Umweltindikatoren: OECD, 2004; Nachhaltigkeitsindikatoren für die Agenda 21: CSD, 2001; Basisindikatoren der Europäischen Gemeinschaft: EEA, 2005). Oftmals werden die Indikatoren dabei in ein System eingebettet, dass die Darstellung kausaler Zusammenhänge unterstützt.

Die wesentlichen Anforderungen an ein Indikatorensystem sind in Tabelle 5.1 aufgelistet. Obwohl der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen diesen Kriterienkatalog für ein nationales Umweltindikatorensystem zusammengestellt hat, kann er als Orientierungshilfe für Indikatorensysteme auf jeder räumlichen Skala verstanden werden.

**Tabelle 5.1:** Kriterienkatalog für ein Umweltindikatorensystem (nach SRU, 1994)

Kategorie	Kriterium
<b>Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung</b>	
Ausrichtung	Ressourceneffizienz? Tragekapazität? Gesundheitsschutz?
Normative Elemente	Bezug der Indikatoren zu Zielgrößen
<b>Ökologische Grundanforderungen</b>	
Raumbezug	Bei Erfassung, Bewertung, Darstellung? Erfassung Mehrfachbelastungen?
Zeitbezug	Erfassung zeitlicher Spitzenbelastungen? Frühwarnung? Zeiträume adäquat?
Sachlicher Bezug	Einfluss auf Stoffe, Strukturen, Funktionen? Betonung des Risikos der Irreversibilität?
<b>Allgemeine wissenschaftliche Anforderungen</b>	
Modell	Transparenz?
Grundlegende Anforderungen	Ergebnisse verlässlich, reproduzierbar?
Aggregation	Verfahren nachvollziehbar?
Selektion	Auswahlkriterien nachvollziehbar?
<b>Anforderungen an verschiedene Nutzer, pragmatische Anforderungen</b>	
Andere Wissenschaften	Relevanz für ökonomisch-ökologische Probleme?
Politik	Indikatoren steuerbar, zielorientiert?
Öffentlichkeit	Indikatoren verständlich?
Internationaler/nationaler Kontext	Kompatibel mit anderen Systemen?
Pragmatisch	Vertretbarer Aufwand?

Im Folgenden sollen einige Indikatorensysteme vorgestellt werden, die mit der Beschreibung von natürlichen Systemen in Zusammenhang gebracht werden. Diese stellen die wesentliche Grundlage für die Entwicklung des in dieser Arbeit verwendeten Indikatorensystems dar bzw. dienen zur Ableitung von Methoden bei der Verknüpfung und Verwendung von Indikatoren.

#### **5.1.2.1 Stress-Modell**

Mit dem **Stress-Response-Environmental-Statistical-System** versuchen FRIEND & RAPPORT (1991), Umweltbelastungen, deren Auswirkungen, sowie Reaktionen der Ökosysteme und des Menschen in einen Systemzusammenhang zu bringen (EBERT & REICHERT, 1991; zitiert in SRU, 1994). Die Indikatoren sind dabei in Umweltbelastungs-, Auswirkungs- und Reaktionsindikatoren unterteilt. Da es nur einfache kausale Beziehungen zwischen Belastungen und Wirkungen beschreibt, eignet es sich nur bedingt für die Darstellung komplexer Ökosysteme. Es wird daher meist als Klassifikationsschema für Umweltdaten verwendet (SRU, 1994).

#### **5.1.2.2 Mensch-Umwelt-Mensch-Modell**

Die Klassifikation der Indikatoren orientiert sich in diesem Modell von BOLLEYER & RADERMACHER (1993) an dem zuvor beschriebenen Stress-Modell. Als Belastungen werden Emissionen, Flächen- und Raumnutzung sowie Rohstoffverbrauch gesehen. Die dadurch hervorgerufenen qualitativen und quantitativen Änderungen der Umwelt wirken auf Menschen, Tiere, Pflanzen und Produktionsfaktoren. Die Gesellschaft reagiert auf diese Veränderungen der Umwelt durch Maßnahmen zum Umweltschutz, zur Verringerung der Eingriffe sowie zur Sanierung bereits entstandener Umweltschäden. Die Zustandsänderungen der Umwelt als auch die Reaktionen darauf verursachen jeweils soziale Kosten für die Volkswirtschaft (GÜNTHER & SCHUH, 2000).

#### **5.1.2.3 Akteur-Akzeptor-Modell**

Im Gegensatz zum Stress-Modell wird bei diesem Ansatz von ZIESCHANK ET AL. (1993) auf explizite kausale Ursache-Wirkungs-Beziehungen verzichtet. Unterschieden wird in Verursacher von Umweltbelastungen (Land- und Forstwirtschaft, produzierendes Gewerbe, Dienstleistungsunternehmen/Handel, Gebietskörperschaften, Haushalte, Verkehr) und Akzeptoren der Belastungen (Territorien/Gewässer, Menschen, Klima/Atmosphäre, kulturell geprägte Bereiche). Zwischen diesen beiden Objekten gibt es direkte stoffliche Ströme oder indirekte Belastungen über die Umweltmedien Luft und Wasser (RENNINGS, 1994).

Die methodische Basis für die Ableitung der Verknüpfungen der unterschiedlichen Objekte ist das Verfahren der ökologischen Risikoanalyse. Dieses Verfahren soll die Quantifizierung von Umweltauswirkungen und Nutzungskonflikten ermöglichen (BACHFISCHER, 1978). Dabei wird die Gesamtheit aller Auswirkungen von Planungen und Vorhaben auf Funktionen und

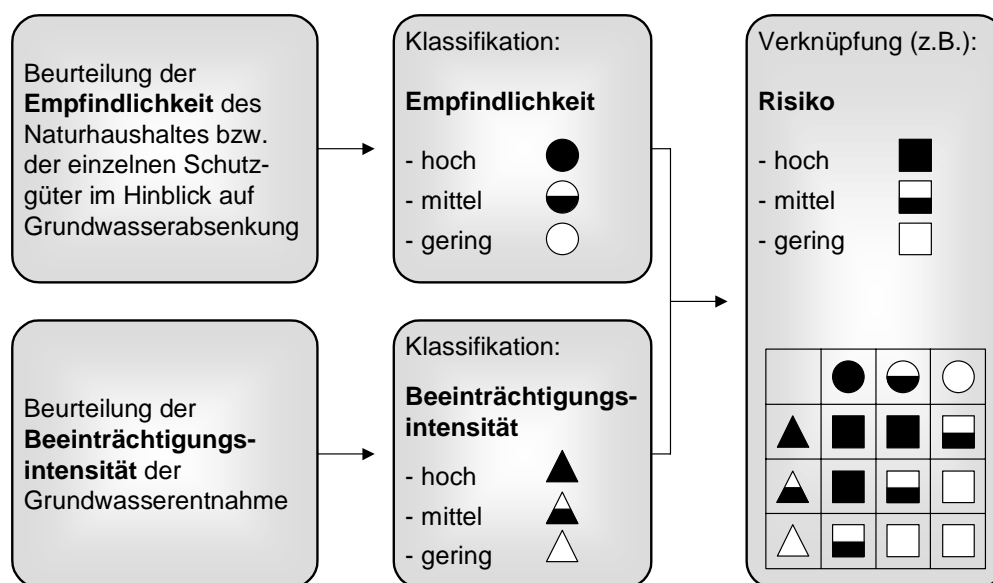


Nutzungen von Landschaftspotenzialen abgeschätzt. Die Komplexität von Wirkungsprozessen bei beschränkter Datenlage soll dann anhand von vereinfachten Wirkungsmodellen und ausgewählten Indikatoren aufgeschlüsselt werden (SRU, 1994). Die Beurteilung erfolgt formal durch die Bildung folgender drei Aggregatgrößen mit ordinaler Skala:

- Intensität potenzieller Beeinträchtigung (Beeinträchtigungsintensität)
- Empfindlichkeit gegenüber Beeinträchtigungen (Beeinträchtigungsempfindlichkeit)
- Risiko der Beeinträchtigung

Das Risiko der Beeinträchtigung ergibt sich aus der Gegenüberstellung der Intensitäts- und Empfindlichkeitsstufen in einer Risiko- oder Präferenzmatrix (Abbildung 5.2). Die ordinale Einstufung von Beeinträchtigungsintensität und Beeinträchtigungsempfindlichkeit ist nur möglich, wenn Klassen gebildet werden (SCHOLLES, 1997). Die Wahl der Anzahl der Klassen sowie der Klassengrenzen sind, sofern keine anerkannten Standards vorliegen, weitgehend beliebig. Die Anzahl der Klassen liegt in der Regel zwischen drei und neun, wobei eine ungerade Anzahl häufig bevorzugt wird. Mehr als neun Klassen sind jedoch zu vermeiden, da der Mensch zu einer weiteren Differenzierung meist nicht in der Lage ist.

Anwendung findet diese Methode insbesondere bei Umweltverträglichkeitsprüfungen, also auf lokaler und regionaler Ebene (SCHOLLES, 1997).



**Abbildung 5.2:** Präferenzmatrix am Beispiel Grundwasserentnahmen (nach HOPPENSTEDT & RIEDL, 1992).

#### 5.1.2.4 Pressure-State-Response-Modell (PSR-Modell)

Dieses Modell der OECD (1993) für die nationale Umweltberichterstattung ist eine stark beachtete Variante des Stress-Modells (RENNINGS, 1994). Bei diesem Ansatz sollen Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen Natur und Mensch bzw. Gesellschaft berücksichtigt werden (GÜNTHER & SCHUH, 2000). Es wird angenommen, dass der Zustand der Umwelt (*State*) zum einen durch Belastungen des ökologischen Systems bestimmt ist (*Pressure*, z. B. Entnahmen von Ressourcen, Abgaben von Reststoffen), zum anderen durch die Art und Weise, wie das ökonomische System bspw. durch Entscheidungen oder Handlungen auf Änderungen der natürlichen Umwelt reagiert (*Response*). Allerdings wird durch die Einordnung der Indikatoren in diese drei Kategorien nicht zwangsläufig ein eindeutiger kausaler und naturwissenschaftlich abgesicherter Zusammenhang hergestellt. Der Grund hierfür liegt in der Komplexität natürlicher Systeme, die sich eben nicht durch eine lineare Ursache-Wirkungs-Beziehung beschreiben lässt, wie sie der Pressure-State-Response-Ansatz impliziert (WALZ, 1997).

#### 5.1.2.5 DPSIR-Modell

Eine wesentliche Weiterentwicklung des PSR-Ansatzes ist der DPSIR-Ansatz der EEA (SMEETS & WETERINGS, 1999). Dieser Ansatz ermöglicht eine systemanalytische Betrachtung der Beziehungen zwischen Ökosystemen und Gesellschaft, wobei Zusammenhänge zwischen Ursachen und Folgen von Umweltproblemen aufgezeigt werden sollen. Im Zuge von sozialen, demographischen und ökonomischen Entwicklungen (*Driving Forces*) entstehen verschiedenartige Belastungen für das Ökosystem (*Pressures*). Dadurch ändert sich der Zustand des Systems (*State*, z. B. Ressourcenverfügbarkeit). Diese Änderungen haben wiederum Folgen für das Ökosystem selbst und die Gesellschaft (*Impacts*). Die Gesellschaft reagiert nun auf die veränderten Bedingungen (*Responses*), indem sie Einfluss auf die auslösenden Entwicklungen nimmt oder aber durch Maßnahmen direkt auf das Ökosystem einwirkt (Abbildung 5.3).

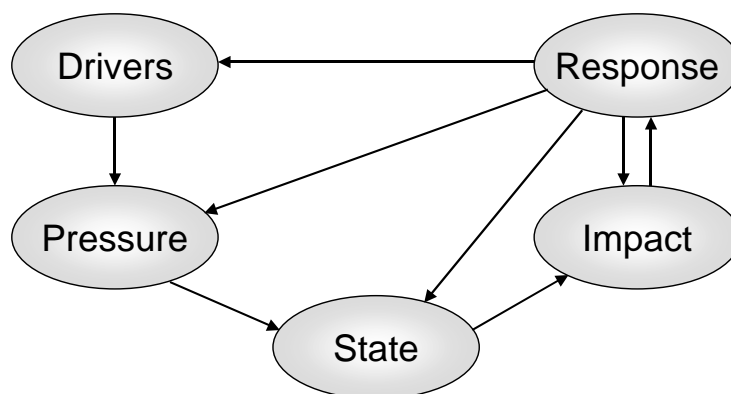


Abbildung 5.3: Darstellung des DPSIR-Ansatzes (aus SMEETS & WETERINGS, 1999)

Von den vorgestellten Indikatorensystemen weist das DPSIR-Schema die größte Flexibilität und Adaptionfähigkeit auf. Es soll deshalb auch Basis für die Strukturierung der zur Beschreibung einer Hypothese notwendigen Parameter sein (Kapitel 5.2.1).

### 5.1.3 Unsicherheiten

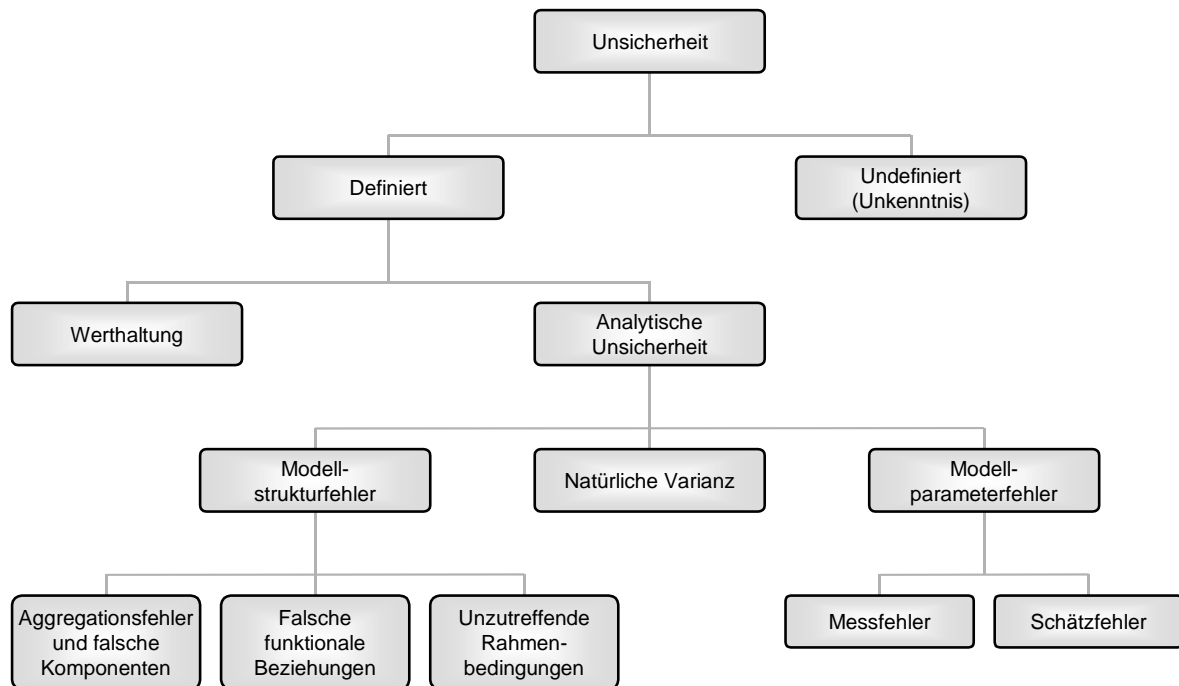
Wie die verschiedenen Ansätze für Indikatorensysteme gezeigt haben, ist die Darstellung kausaler Ursache-Wirkungs-Beziehungen komplexer Systeme nicht umfassend möglich. Defizite bei der Darstellung durch verschiedene Indikatorenklassen oder Indikatoren, die einer Klasse nicht eindeutig zuzuordnen sind, mögen technische Gründe hierfür sein. Das grundsätzliche Dilemma ist allerdings die mangelnde Kenntnis über die zu beschreibenden Zusammenhänge. Oftmals findet man z. B. langfristige, kumulative Wirkungen, die nicht eindeutig bestimmten Verursachern zuzuweisen sind oder oft erst nach mehreren Jahren oder Jahrzehnten beobachtet werden (Waldsterben, Klimawandel).

Bei der Beschreibung und Bewertung natürlicher Systeme muss man also mit unvollständigen oder unsicheren Informationen arbeiten. SCHOLLES (1997, 2003) gibt eine Übersicht der verschiedenen Arten von Unsicherheiten (Abbildung 5.4). Daraus lassen sich drei Grundformen der Unsicherheit ablesen:

- Unkenntnis  
Was nicht bekannt ist, kann auch nicht abgeschätzt oder in irgend einer Form dargestellt werden.
- Subjektive Eindrücke (Werthaltung)  
Die Auswahl der Indikatoren basiert letztendlich auf dem Wissen, der Erfahrung oder der Meinung der Planer und Entscheidungsträger. Die Indikatoren sind daher ebenfalls nicht oder nur bedingt abschätzbar.
- Analytische Unsicherheiten  
Systeminhärente Unsicherheiten oder Ungenauigkeiten.

Für die analytischen Unsicherheiten gibt es wiederum unterschiedliche Ansatzpunkte:

- Modellstrukturfehler  
Die Realität ist in der Regel so komplex, dass sie nicht exakt nachgebildet werden kann. Deshalb werden Modelle erstellt, welche die Zusammenhänge und Prozesse vereinfachend darstellen. Ein Modellsystem repräsentiert somit nur die wesentlichen Aspekte eines existierenden Systems und ermöglicht die Darstellung des Wissen über dieses System in einer verwertbaren Form (EYKHOFF, 1974). Bei der Modellbildung können falsche Komponenten (Parameter oder Indikatoren) gewählt werden, falsche oder mangelhafte Beziehungen zwischen den Komponenten formuliert werden oder unzutreffenden Annahmen und Randbedingungen berücksichtigt werden. Häufig sind Strukturfehler jedoch nicht zu vermeiden bzw. abzuschätzen.



**Abbildung 5.4:** Arten von Unsicherheiten (aus SCHOLLES, 1997).

Wie robust oder anfällig ein Parameter gegenüber Veränderungen im System ist, lässt sich mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen feststellen, d.h. dem systematischen Ändern der Eingangsdaten. Je höher die Modellkomplexität allerdings wird - und damit die Zahl der Parameter und Abhängigkeiten - desto größer wird auch die Möglichkeit von Parameterfehler. Dieser Zusammenhang wird auch als *Information Paradoxon* bezeichnet (ROWE, 1977; zitiert in SCHOLLES, 2003): Richtigkeit und Genauigkeit von Modellen stehen in umgekehrt proportionalem Verhältnis zueinander. Je komplexer ein Modell wird, je mehr man also über die Struktur der Umwelt weiß und umsetzt, desto größer wird die Unsicherheit, d.h. die Möglichkeit, dass eine der Aussagen nicht zutrifft.

- Natürliche Varianz

Natürliche Systeme sind charakterisiert durch räumliche Heterogenität und zeitliche Variabilität. Sie können daher nicht mit exakten Zustandswerten beschrieben werden, sondern nur durch eine gewisse Bandbreite von möglichen (wahrscheinlichen) Werten. Diese Bandbreiten können teilweise nur durch aufwendige Messreihen und Langzeituntersuchungen ermittelt werden, die wiederum selbst Unsicherheiten enthalten können. Szenarioanalysen oder Expertenmeinungen können helfen, die Bandbreite möglicher Werte weiter einzugrenzen.

Üblicherweise werden inhärente Unsicherheiten natürlicher Systeme mit statistischen und probabilistischen Methoden behandelt (BÁRDOSSY & DUCKSTEIN, 1995). Für komplexe Modelle, wie z. B. natürliche Systeme, kann diese Herangehensweise allerdings ziemlich schwierig und für praktische Aufgabenstellung zu aufwendig werden. ZIMMERMANN (1990) nennt zwei grundlegende Probleme bei der Beschreibung

natürlicher Systeme durch Modelle: Zum einen sind natürliche Systeme häufig nicht eindeutig und deterministisch, so dass sie nicht exakt beschrieben werden können. Zum anderen würde eine komplette Beschreibung des Systems eine viel zu große und detaillierte Datenmenge erfordern, die ein Mensch weder erfassen, verarbeiten noch verstehen könnte.

- **Modellparameterfehler**

Zur Bestimmung der natürlichen Varianz sind Messungen nötig. Diese können mit Fehler behaftet sein, die z. B. in der Messmethode oder in der Messapparatur zu finden sind. Manche Parameter oder Indikatoren lassen sich aber auch nur abschätzen oder qualitativ beschreiben. Parameterfehler lassen sich häufig minimieren bzw. abschätzen, sofern die Methodik der Parameterermittlung ausreichend dokumentiert und nachvollziehbar ist (SCHOLLES, 2003).

Die Quantifizierung der Indikatoren muss sich also im Wesentlichen mit der natürlichen Varianz der zu Grunde liegenden Parameter auseinandersetzen. Allerdings kann bei der Bewertung eines Indikators - also der qualitativen Beschreibung z. B. eines Zustandes - ein zusätzliches Problem auftreten. ZIMMERMANN (1990) beschreibt neben den stochastischen Unsicherheiten auch Unklarheiten bei der Beschreibung von Prozessen und Auswirkungen. Neben den schon erwähnten Schwierigkeiten bei der Darstellung natürlicher Systeme wird also auch der Sprachgebrauch als eine weitere Ursache für Unklarheiten identifiziert. Insbesondere bei Einschätzungen, Bewertungen oder Entscheidungen werden vage Begriffe wie „schnell“, „gut“ oder „wichtig“ verwendet. Obwohl ihre Bedeutung im jeweiligen Kontext meist klar wird, können damit keine exakten quantitativen Aussagen gemacht werden.

Allerdings ist die verbale Beschreibung bzw. eine normative Skala für das qualitative Verständnis des Indikators notwendig, da es sich sonst nur um eine dimensionsbehaftete Maßzahl handeln würde, die ausschließlich Experten zugänglich wäre.

## 5.1.4 Fuzzy Logic

### 5.1.4.1 Unscharfe Mengen (*Fuzzy Sets*)

In der klassischen Mengenlehre kann ein Element einer Menge entweder angehören oder nicht, wobei die Menge durch ein scharf abgegrenztes Intervall definiert ist. Bei Fuzzy Sets ist eine solche scharfe Abgrenzung nicht notwendig. Diese „unscharfen Mengen“ ermöglichen die mathematische Behandlung vager, unpräziser oder unsicherer Informationen (KRUSE ET AL., 1995), wie sie in Kapitel 5.1.3 beschrieben worden sind. Im Folgenden soll nur eine kurze Einführung in die Thematik gegeben werden. Eine ausführliche Behandlung der Theorie der unscharfen Mengen (*Fuzzy Set Theory*), begründet durch ZADEH (1965), und möglicher mathematischer Operationen mit Fuzzy Sets finden sich z. B. in DUBOIS & PRADE (1980) oder ZIMMERMANN (1990).

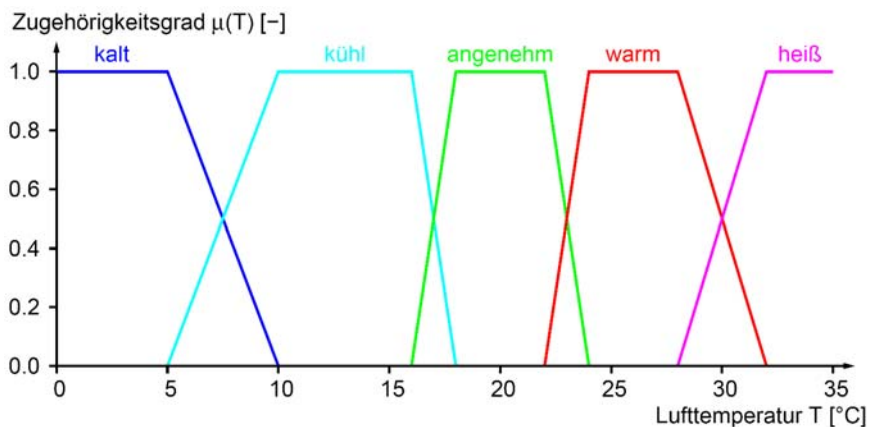
Die allgemeine Definition eines Fuzzy Set  $A$  lautet (z. B. BÁRDOSSY & DUCKSTEIN, 1995):

$$A := \{(x, \mu_A(x)) \mid x \in X, \mu_A(x) \in [0;1]\} \quad (5.1)$$

Dabei ist  $\mu_A(x)$  die Zugehörigkeitsfunktion (*membership function*), die alle Elemente  $x$  einer Grundgesamtheit  $X$  auf das Intervall  $[0;1]$  abbildet. Sie gibt also den Grad der Mitgliedschaft eines Elements  $x \in X$  zum Fuzzy Set  $A$  an. Häufig werden hierfür Dreiecks- oder Trapezfunktionen verwendet, da sie durch wenige Parameter beschrieben werden und relativ einfach bei Berechnungen angewandt werden können (ZIMMERMANN, 1990). Andere Funktionen sind dann zulässig, wenn sie konvex sind, d.h. sowohl die linke als auch die rechte Seite der Funktion sind stetig monoton.

Ein weiterer Vorteil von Fuzzy Sets ist die Verwendung linguistischer Werte. Einer Variablen können verschiedene verbale Attribute zugeordnet werden, die in Form von Fuzzy Sets jeweils einen bestimmten Wertebereich der Variablen repräsentieren (*fuzzy partitioning*). Dabei ist darauf zu achten, dass der kompletten Wertebereich durch diese linguistischen Werte abgedeckt wird (Abbildung 5.5).

Damit ist es möglich, allen Indikatoren verschiedene verbale - und dadurch ohne großes Expertenwissen verständliche - Attribute zuzuweisen, wobei eine exakte Bestimmung des Übergangsbereichs zwischen zwei Attributen nicht erforderlich ist.



**Abbildung 5.5:** Unterteilung einer Variablen in linguistische Werte bzw. Fuzzy Sets am Beispiel der Einschätzung der Lufttemperatur

#### 5.1.4.2 Unscharfes Schliessen (*Fuzzy Rule-Based Reasoning*)

Das unscharfe Schließen umfasst Methoden zur Verarbeitung und Auswertung der unscharfen Informationen, die durch Fuzzy Sets dargestellt werden (HANSS, 2003). Es kann somit als eine Erweiterung des klassischen logischen Schließens (Boolesche Logik) angesehen werden. Dabei werden die unscharfen Informationen durch Regeln miteinander in Beziehung gesetzt.

Diese Regeln können Expertenwissen, funktionale Abhängigkeiten oder auch Einschätzungen darstellen. Das Aufstellen der Regeln kann z. B. analog der Aufstellung der Präferenzmatrix bei der ökologischen Risikoanalyse erfolgen (vgl. Abbildung 5.2). Allerdings spricht man bei den Fuzzy-Regeln von Prämissen (*Wenn*) und Konklusion (*Dann*) (vgl. KIENDL, 1997). Grundsätzlich gibt es keine Beschränkungen für die Anzahl der Prämissen und Konklusionen. Allerdings wären schon bei drei Prämissen mit jeweils vier linguistischen Werten theoretisch  $4 \cdot 4 \cdot 4 = 64$  Regeln notwendig. Aus praktischen Erwägungen heraus ist jedoch eine Minimierung der Anzahl der Regeln zu empfehlen. Häufig kann diese Zahl reduziert werden, wenn bestimmte Kombinationen von vornherein ausgeschlossen werden können (KIENDL, 1997).

Am Ende des Schließens soll wiederum eine konkrete Ausgangsgröße stehen. Um zu dieser Größe zu kommen, sind folgende drei Schritte notwendig:

- Bestimmung der Eingangsgrößen (Fuzzifizierung)  
Für jede scharfe Eingangsgröße müssen die jeweiligen Zugehörigkeitsgrade zu den linguistischen Werten einer Variablen bestimmt werden.
- Anwendung der Regeln (Inferenz und Komposition)  
Die Inferenz kann nach KIENDL (1997) in Aggregation und Aktivierung unterteilt werden. Nachdem allen Eingangsgrößen linguistische Werte zugeordnet worden sind, werden diese entsprechend dem aufgestellten Regelsystem verknüpft (Aggregation).

Das Ergebnis der Aggregation ist ein Erfüllungsgrad  $v$  (*degree of fulfillment*) für jede Regel. Er gibt an, wie stark eine Regel durch die Eingangsgrößen angesprochen wird. Dieser Regelerfüllungsgrad muss nun auf die Regelantwort, ebenfalls ein Fuzzy Set, angewendet werden (Aktivierung). Am Ende der Auswertung einer Regel steht somit wieder ein Fuzzy Set bzw. eine Zugehörigkeitsfunktion. Zu den bekanntesten Inferenzschemata gehört die Min-Max-Inferenz nach MAMDANI und die Produktinferenz nach LARSON.

Durch die Überlappung der einzelnen Fuzzy Sets innerhalb einer linguistischen Variablen und durch die Definition des Regelsystems werden meist mehrere Regeln gleichzeitig angesprochen. Daher ist es notwendig, eine Gesamtantwort des Regelsystems aus den Antworten der einzelnen Regeln zu ermitteln. Häufig werden bei diesem Schritt der Komposition oder Kombination dazu Minimums-, Maximums- oder additive Methoden eingesetzt (BÁRDOSSY & DUCKSTEIN, 1995).

- Bestimmung der Ausgangsgrößen (Defuzzifizierung)  
Um schließlich wieder einen konkreten (scharfen) Ausgangswert zu bekommen, muss die unscharfe Gesamtzugehörigkeitsfunktion entsprechend ausgewertet werden. Wiederum stehen hier verschiedene Methoden zur Verfügung (z. B. center-of-gravity, center-of-area, maximum height, mean-of-maximum), wobei die Schwerpunktmethoden insbesondere bei Fuzzy Sets, die nicht auf einfachen geometrischen Funktionen basieren, mit erheblichem numerischen Aufwand verbunden sein können.

Für numerische Anwendung schlagen BÁRDOSY & DUCKSTEIN (1995) eine relative einfach umsetzbare Vorgehensweise für die Auswertung eines Regelsystems vor. Zunächst sind die Prämissen ausschließlich durch die UND-Verknüpfung verbunden. Die Inferenz basiert auf der Produktmethode nach LARSON, bei der die Zugehörigkeitsgrade aller Variablen sowie die Regelerfüllungsfunktion miteinander multipliziert werden. Bei der Komposition werden für jede Regelantwort die entsprechenden Erfüllungsgrade summiert, d.h. man bekommt eine Aussage darüber, wie stark eine Regelantwort insgesamt angesprochen wird. Diese Gesamterfüllungsgrade jeder Regelantwort werden anschließend normiert (*normed weighted sum*). Schließlich dienen die Gesamterfüllungsgrade als Gewichtungsfaktoren für die zugehörigen Mittelwerte der Fuzzy Sets der Regelantworten (*mean defuzzification*):

$$c = M(C) = \frac{\sum_{i=1}^I v_i M(C_i)}{\sum_{i=1}^I v_i} \quad (5.2)$$

mit Gesamtregelerfüllungsgrad  $v_i$  und Mittelwert  $M(C_i)$  einer Regelantwort für  $i=1, I$  mögliche Regelantworten.

### 5.1.5 Mehrkriterielle Entscheidungsverfahren

Ziel eines Entscheidungsprozesses ist beispielsweise die Ermittlung derjenigen Planungsvariante, die tatsächlich umgesetzt werden soll. Je komplexer eine Situation, desto größer ist die Bedeutung und Notwendigkeit einer Unterstützung des Entscheidungsprozesses durch Verfahren, die eine systematische Erfassung und Verarbeitung der relevanten Informationen ermöglichen. Formalisierte Regeln und Prozeduren helfen, die teilweise unbewussten, unklaren oder widersprüchlichen Erwartungen und Wünsche einer Person oder Gruppe zu formen und transparent zu machen (vgl. präskriptive Entscheidungstheorie, EISENFÜHR & WEBER, 2003).

Hierfür gibt es eine Vielzahl von Methoden, die im Bereich der Wasserwirtschaft auf ihre Anwendbarkeit hin von TECLÉ (1992) sowie - mit besonderem Fokus auf die Bewertung der Nachhaltigkeit - von SCHUH (2001) überprüft worden sind. Dabei kamen Verfahren zum Einsatz, die entweder ausschließlich eine absolute Reihenfolge der Planungsvarianten ermitteln, welche die Varianten zueinander in Beziehung setzen oder die einen Gesamtbewertungsindex erstellen, von dem sich die Rangfolge der Varianten ableiten lässt. Beide Autoren kommen zu dem Schluss, dass sich für die untersuchten Fragestellungen auf Nutzwerte und schließlich einem Gesamtbewertungsindex basierende mehrkriterielle Entscheidungsverfahren am Besten eignen.

Bei der Konkretisierung des Leitbildes einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung für eine bestimmte Region geht es hingegen weniger um Planungsvarianten als um unterschiedliche Interessen, die es zu berücksichtigen gilt. Der Fokus liegt also eher auf Aggregation als auf Selektion der Interessen. Dennoch erscheint die Anwendung von mehrkriteriellen Entscheidungsverfahren in diesem Zusammenhang als sinnvoll, da hierbei der



Prozess der Berücksichtigung der Interessen strukturiert werden kann und somit auch transparent gemacht wird.

Grundsätzlich können solche Verfahren zur Anwendung kommen, die mindestens einen Gesamtbewertungsindex zum Ergebnis haben und mit vagen Informationen umgehen können. Beispiele hierfür sind folgende Methoden:

- Nutzwertanalyse (ZANGENMEISTER, 1973)
- Compromise Programming (ZELENY, 1973)
- Analytical Hierarchy Process (AHP) (SAATY, 1980)
- Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS) (HWANG & YOON, 1981)
- Composite Programming (BÁRDOSSY ET AL., 1985)

Im Rahmen dieser Arbeit soll das Composite Programming vorgestellt werden, da es alle Elemente der geforderten Aggregationsmöglichkeiten vereinigt. Die unterschiedlichen Kriterien respektive Interessen können gruppiert und innerhalb ihrer Gruppen gewichtet werden. Dabei ist auch eine Kompensation der Kriterien möglich, d.h. schlechter bewertete Kriterien mit niedrigem Zielerfüllungsgrad werden stärker berücksichtigt.

Das Composite Programming stellt eine Erweiterung des Compromise Programming dar, welches wiederum auf dem Verfahren der Nutzwertanalyse basiert. Bereits ZANGENMEISTER (1973) hat schon bei der Nutzwertanalyse darauf hingewiesen, dass schlechte Zielerfüllungsgrade praktisch nicht berücksichtigt werden, da sie durch hohe Zielerfüllungsgrade kompensiert werden können. Diesen Nachteil versuchen distanzbasierte Methoden zu beheben. Durch einen Kompensationsfaktor  $p$  werden die Kriterien um so stärker berücksichtigt, je größer der Abstand ihres Zielerfüllungsgrades zum optimalen Zielerfüllungsgrad ist. Darüber hinaus können einzelnen Kriterien noch mit Hilfe normierter Gewichtungsfaktoren gewichtet werden. Gleichung 5.3 stellt die Methode des Compromise Programming dar:

$$I = 1 - \left[ \sum_{i=1}^n g_i \cdot (1 - u_i)^p \right]^{\frac{1}{p}} \quad (5.3)$$

mit

$I$  = Indikatorwert [-]

$n$  = Anzahl der berücksichtigten Indikatoren  $i$

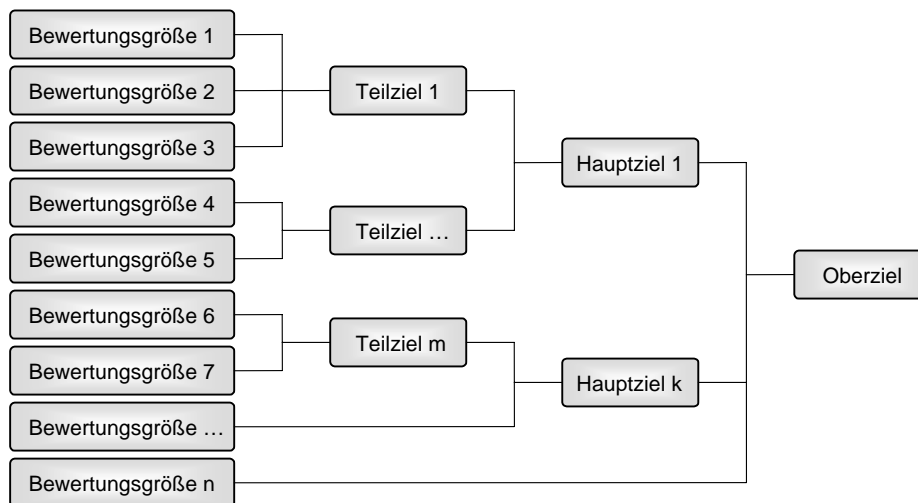
$g$  = Gewichtungsfaktor [-], mit  $\sum_{i=1}^n g_i = 1$

$u$  = Zielerfüllungsgrad [-]

$p$  = Kompensationsfaktor [-]

Ein Kompensationsfaktor von  $p = 1$  bedeutet vollständige Kompensation (entspricht der Nutzwertanalyse), Werte um  $p = 6$  werden mit neutraler Kompensation beschrieben, für Werte  $p > 10$  ist eine Kompensation praktisch nicht mehr möglich.

Neben der Gewichtung und Einbeziehung von Kriterien mit unterschiedlichen Einheiten ist das Aufstellen eines hierarchischen Zielsystems ein weiterer wichtiger Aspekt der Nutzwertanalyse. Bewertungsgrößen können dabei innerhalb funktionaler Gruppen zusammengefasst werden um so ein übergeordnetes Ziel zu beschreiben, wobei diese Ziele weiter zusammengefasst werden können (Abbildung 5.6).



**Abbildung 5.6:** Hierarchische Darstellung eines Zielsystems (verändert nach ADAM, 1996)

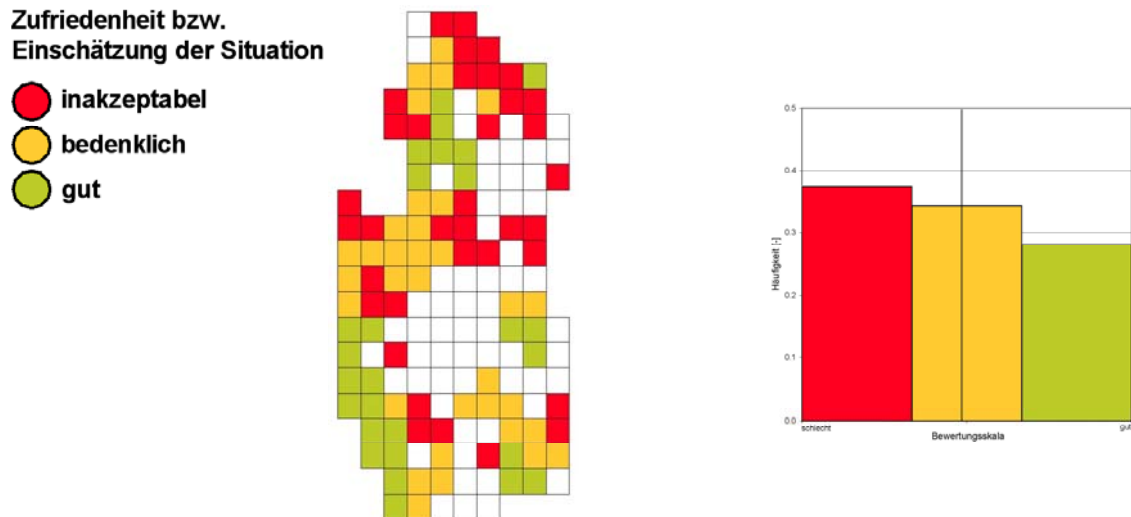
Die Anwendung von Gleichung 5.3 innerhalb eines solchen hierarchischen Zielsystems führt schließlich zur Methode des Composite Programming. Dabei können für jede funktionale Gruppe  $j$  unterschiedliche Kompensationsfaktoren  $p_j$  gewählt werden. Die Indikatorwerte  $I_j$  einer funktionalen Gruppe sind dabei auch jeweils Zielerfüllungsgrade  $u_j$  innerhalb einer übergeordneten funktionalen Gruppe  $i$ .

Sonderfälle des Composite Programming sind neben dem Compromise Programming (nur eine Aggregationsebene, Kompensationfaktor frei wählbar) Gewichtungsverfahren mit einfacher Gewichtung oder Gleichgewichtung (in beiden Fällen ebenfalls nur eine Aggregationsebene mit voller Kompensation der Indikatoren, d.h.  $p=1$ ).

Grundsätzlich stellt sich durch die Gewichtung der Indikatoren und die Festlegung der Kompensationsfaktoren die Frage nach der Objektivität einer Bewertungsmethode. Diese „Freiheitsgrade“ haben wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis der Bewertung und müssen deshalb mit großer Sorgfalt bestimmt und festgelegt werden (HORSCH ET AL., 2001). Sensitivitätsanalysen können hier Aufschluss über die Empfindlichkeit des Bewertungsergebnisses gegenüber der Änderungen dieser Freiheitsgrade geben.

### 5.1.6 Darstellung und Aggregation räumlich verteilter Bewertungen

Zur Visualisierung der Bewertung eignen sich sogenannte „Ampelkarten“, welche die Zufriedenheit mit der Erfüllung einer Hypothese bzw. einer Anspruchsgruppe anschaulich darstellen (Abbildung 5.7). So können intuitiv Bereiche identifiziert werden, die entsprechenden Handlungsbedarf anzeigen.

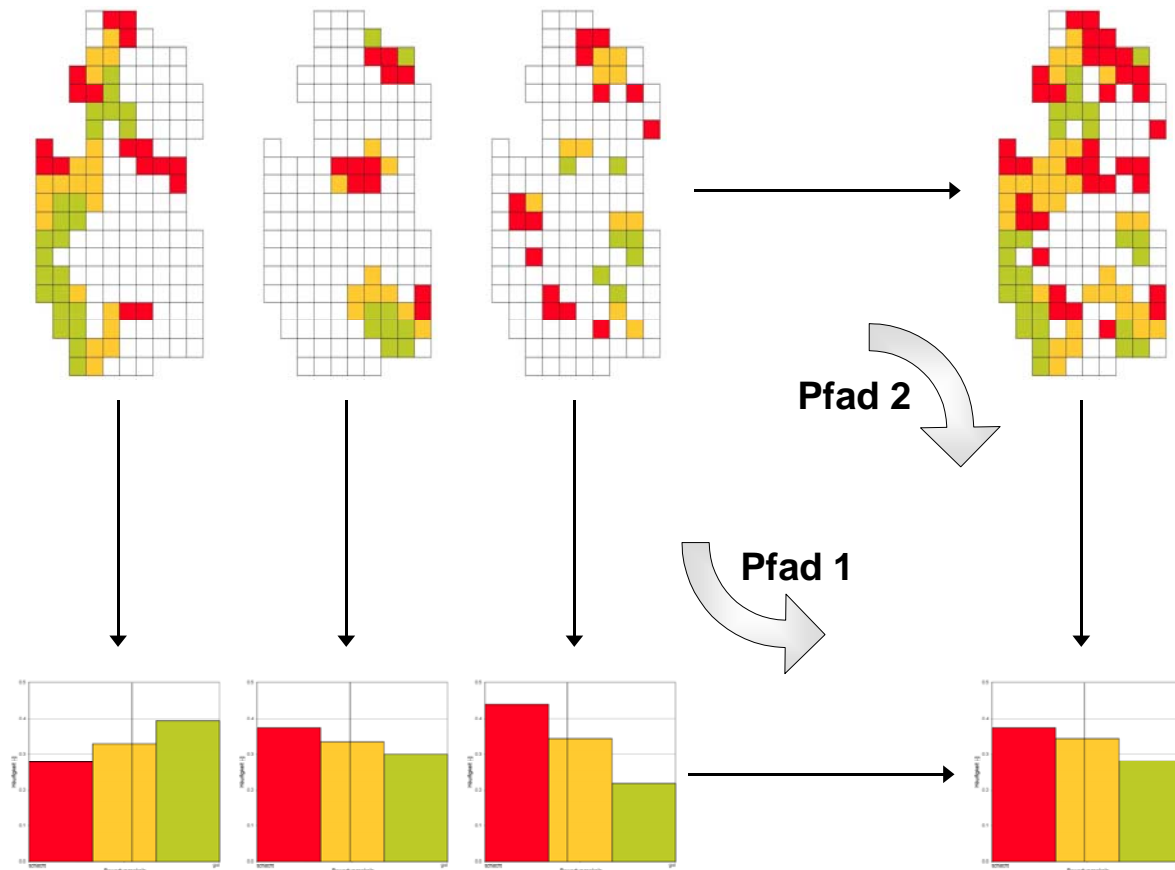


**Abbildung 5.7:** Graphische Darstellung der Bewertung einer Hypothese bezogen auf den Betrachtungsraum (links: räumlich verteilt, rechts: aggregiert)

Allerdings ist die Ermittlung einer Gesamtaussage notwendig, um z. B. verschiedene Bewirtschaftungsstrategien miteinander vergleichen zu können. Dies bedeutet, dass die Dimension der zweidimensionalen Matrix der rasterbasierten Bewertung reduziert werden muss. Eine Reduktion um zwei Dimensionen auf einen einzelnen Wert erscheint allerdings ungeeignet, weil dadurch sämtliche Informationen über die Bandbreite der Bewertungen verloren gehen. Es bietet sich daher an, die Werte in einem Histogramm darzustellen (eindimensionaler Vektor).

Für die Erstellung einer Bewertung für eine Anspruchsgruppe bzw. für das Gesamtsystem ist darüber hinaus eine Aggregation verschiedener Hypothese respektive Anspruchsgruppen - und damit deren räumlich verteilter Bewertungen - notwendig. Nach VAN HERWIJNEN & RIETVELD (1999) gibt es grundsätzlich zwei mögliche Aggregationspfade (Abbildung 5.8). Der erste Pfad beschreibt zunächst die Reduktion der einzelnen Bewertungen auf Histogramme für die jeweiligen Hypothesen oder Anspruchsgruppen. Anschließend werden dann diese eindimensionalen Ergebnisse zu einer Gesamtbewertung zusammengefasst. Pfad 2 bedeutet dagegen zunächst eine Aggregation der Bewertungen innerhalb einer Zelle, d.h. das Ergebnis des ersten Schrittes ist wiederum eine zweidimensionale Matrix. Aus dieser Matrix lässt sich dann das eindimensionale Ergebnis ableiten.

Die Vorteile des ersten Pfades liegen in der schnelleren Berechnung, da schon im ersten Schritt die Dimension der Daten reduziert wird. Dieser Aspekt wird im Vergleich zur Rechenzeit der Simulationsmodelle jedoch nicht ins Gewicht fallen. Die Vorteile des zweiten Pfades liegen darin, dass die räumliche Information auch nach dem ersten Aggregationsschritt noch vorhanden ist. Damit ist es möglich, lokale Aussagen bezüglich der Gesamtbewertung zu treffen. Aus diesem Grund erscheint der zweite Aggregationspfad für die Behandlung der Problemstellung dieser Arbeit besser geeignet.



**Abbildung 5.8:** Mögliche Pfade für die Aggregation räumlich verteilter Daten (nach VAN HERWIJNEN & RIETVELD, 1999)

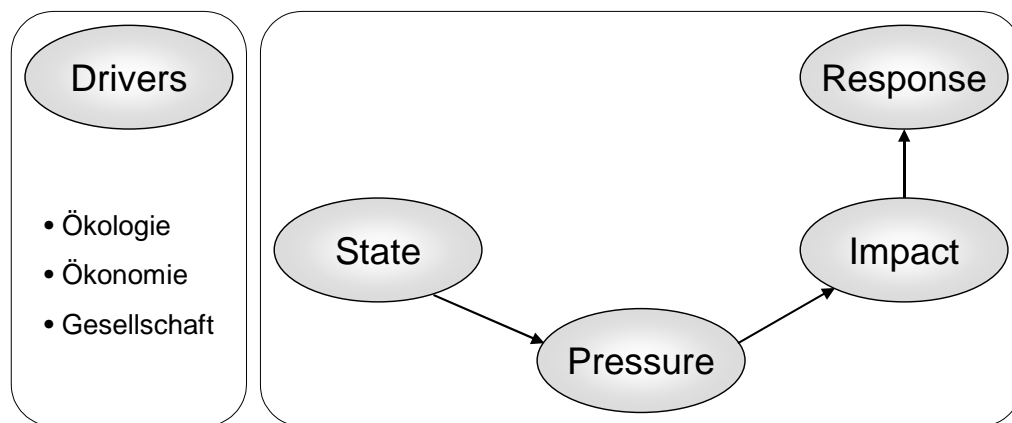
## 5.2 Bewertung einer Hypothese

### 5.2.1 Konzeptioneller Ansatz

Das Ergebnis der Bewertung einer Hypothese ist eine Aussage über die Zufriedenheit mit der Erfüllung der Bedingungen und Anforderungen, die durch die Hypothese formuliert wurden. Da die Bedingungen und Anforderungen auf verschiedenen Prozessen, Interaktionen oder

Zuständen des Grundwassersystems selbst und benachbarter Systeme aufbauen, müssen diese Vorgänge in geeigneter Weise abgebildet werden. Die sich daraus ergebenden Indikatoren werden zur Strukturierung der Beschreibung der Hypothese in ein Indikatorensystem eingebunden. Basis bildet hierfür das DPSIR-Schema (vgl. Kapitel 5.1.2.5).

*Driving Force* der Grundwasserbewirtschaftung ist eigentlich immer die Nutzung von Grundwasser, teilweise auch die Grundwasserhaltung. Daraus ergibt sich als alleiniger *Pressure*-Faktor immer die Grundwasserentnahme. Hier beginnt auch das eigentliche Problem der Zuordnung von Ursache und Wirkung: Letztendlich wirkt sich jede Grundwasserentnahme auf den Grundwasserstand und die verfügbare Grundwassermenge aus, was wiederum Auswirkungen auf andere Systembereiche hat. *State* und *Impact* betreffen also dieselben Systembereiche und lassen sich somit auch nicht differenzieren. Aus diesem Grund wurde in dieser Arbeit das ursprüngliche DPSIR-Schema entsprechend Abbildung 5.9 modifiziert.



**Abbildung 5.9:** Modifiziertes Indikatorensystem für die Darstellung einer Hypothese

Die *Driving Forces* sind nun aus der Ursache-Wirkungs-Kette herausgenommen worden, da das übergeordnete Ziel aller Hypothesen ja die nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung ist und eine explizite Behandlung daher nicht notwendig ist. Vielmehr repräsentieren die *Driving Forces* jetzt die Beweggründe für die Aufstellung der Hypothese, d.h. wie stark ausgeprägt die ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Motive für diese Hypothese sind. Somit lässt sich die Ausrichtung der nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung hinsichtlich dieser drei Aspekte überprüfen.

Eine weitere Änderung gegenüber dem DPSIR-Schema ist die umgedrehte Reihenfolge von *State*- und *Pressure*-Indikatoren. Grund hierfür ist die Entkopplung der primären Ursachen für eine Systemänderung wie z. B. der Grundwasserentnahmen. Vielmehr stellt nun der (geänderte) Systemzustand selbst (*State*) eine Belastung des Systems dar (*Pressure*), aus der sich entsprechende Konsequenzen für das System und dessen Bewirtschaftung ergeben. Die Gründe für den vorhandenen Systemzustand sind dabei zunächst von untergeordneter Bedeutung.

Abbildung 5.10 zeigt schematisch den Ablauf der Ausgestaltung und Bewertung einer Hypothese. In den folgenden Abschnitten sollen die einzelnen Aspekte der unterschiedlichen Indikatortypen und deren Verbindungen behandelt werden.

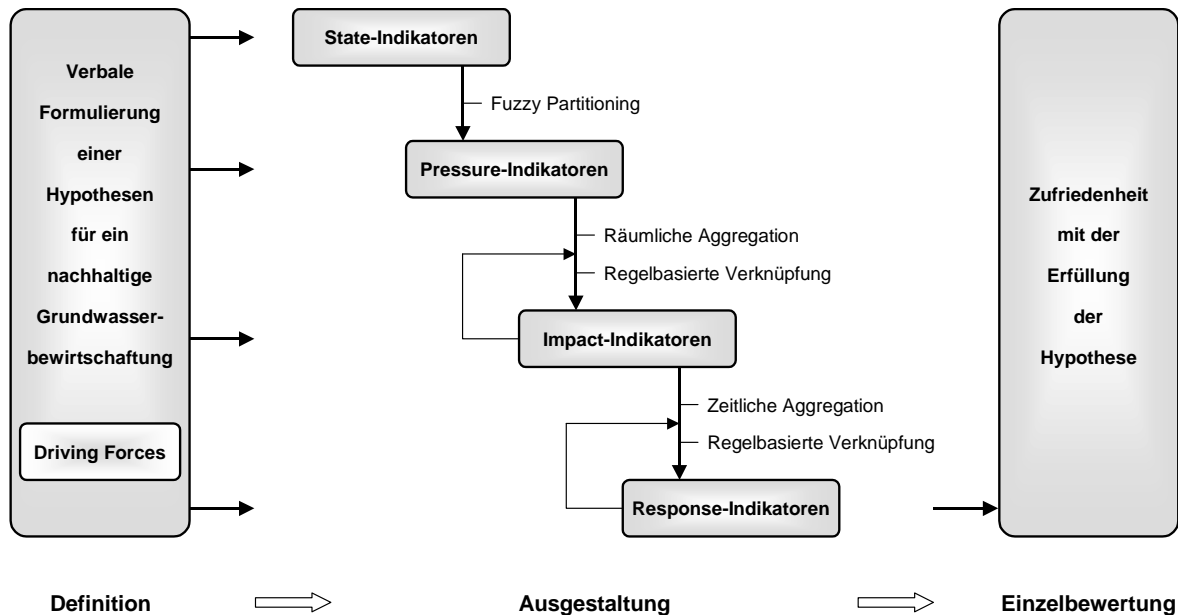


Abbildung 5.10: Ablaufdiagramm für die Ausgestaltung und Bewertung einer Hypothese

### 5.2.2 STATE-Indikatoren

*State*-Indikatoren repräsentieren alle für die Beschreibung einer Hypothese notwendigen Primärdaten (vgl. Abbildung 5.1). Das sind alle Parameter, die direkt messbar oder berechenbar sind und einen erfassbaren Zustand beschreiben. Beispiele hierfür sind der Grundwasserstand, die Geländehöhe, die Landnutzung oder die Austauschrate zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser. Diese Indikatoren besitzen also einen eindeutigen Wert und sind in der Regel dimensionsbehaftet.

Darüber hinaus ist die Ableitung weiterer *State*-Indikatoren aus bereits vorhandenen *State*-Indikatoren zulässig. So lässt sich der Flurabstand aus der Differenz zwischen Geländehöhe und Grundwasserstand ermitteln oder der maximale Grundwasserstand aus der Zeitreihe der Grundwasserstände bestimmen. Kapitel 6.2.3.1 gibt einen Überblick über alle Funktionen, die in diesem Zusammenhang im Entscheidungsunterstützungssystem implementiert worden sind.

### 5.2.3 *PRESSURE*-Indikatoren

Der Zustand eines Parameters bzw. eines Systems ist gleichzeitig auch als Belastung für das System zu verstehen. Wie sich diese Belastung darstellt, hängt von den Anforderungen an das System ab. So kann der Grundwasserstand an einer bestimmten Stelle optimal für landwirtschaftliche Nutzungen sein, gleichzeitig ist er aber zu hoch für Wohngebiete und zu niedrig für die Erfüllung ökologischer Funktionen.

*Pressure*-Indikatoren lassen sich direkt aus den *State*-Indikatoren ableiten. Dazu wird der Wertebereich des *State*-Indikators mit Hilfe von Fuzzy Sets auf eine normative Werteskala abgebildet (vgl. Abbildung 5.5).

Aufgrund der unterschiedlichen räumlichen Skalen verschiedener Prozesse (vgl. Kapitel 2.3.1.1) muss der jeweils relevante Wirkungsbereich eines Prozesses entsprechend Berücksichtigung finden. Neben einer unmittelbaren Auswirkung im Nahbereich eines Prozesses (lokaler Wirkungsbereich) gibt es noch das Einflussgebiet und das Einzugsgebiet. Das Einflussgebiet wird durch die Ausdehnung eines Prozesses definiert, d.h. der Bereich, innerhalb dem ein signifikanter Einfluss des Prozesses festzustellen ist. Das Einzugsgebiet umfasst den Bereich, der zu einem bestimmten Punkt innerhalb des Systems (Brunnen, Oberflächengewässer, Modellrand) hin entwässert (Zustrombereich). Die methodische Umsetzung wird in Kapitel 6.2.3.2 behandelt.

### 5.2.4 *IMPACT*-Indikatoren

Die Auswirkungen der Belastungen auf das System werden durch *Impact*-Indikatoren dargestellt. Dazu werden die unterschiedlichen *Pressure*-Indikatoren über ein Regelsystem miteinander verknüpft. Um Folgeauswirkungen berücksichtigen zu können, sind auch *Impact*-Indikatoren selbst als Belastungen darstellbar.

Bislang findet eine Bewertung für jeden einzelnen Zeitschritt statt. Da die Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung allerdings nur über einen Zeitraum möglich ist, müssen die Bewertungen einer Zelle über die Zeit aggregiert werden. Eine zeitliche Aggregation bedeutet jedoch immer den Verlust von Informationen über die zeitliche Entwicklung selbst. So können verschiedene Zeitreihen zwar den gleichen Mittelwert besitzen, aber grundlegend andere Entwicklungen beschreiben.

Verschiedene Methoden der Zeitreihenanalyse (z. B. LEINER, 1982) bieten hier wenig Abhilfe, da diese quantitative Aussagen über Periodizität oder Trends machen, die wiederum interpretiert werden müssen. Vielmehr geht es um die qualitative Einschätzung der zeitlichen Entwicklung, bei der sich folgende Fragen stellen:

- Wie ist - unabhängig von Schwankungen u.ä. - die zeitliche Entwicklung im Mittel zu bewerten?
- Wie stabil bzw. schwankungsanfällig oder elastisch ist die Entwicklung?
- In welche Richtung wird sich die Entwicklung fortsetzen?

Sind die für einen Prozess wesentlichen Fragen formuliert, so sind entsprechende zeitliche Aggregationsmethoden zu wählen (Kapitel 6.2.3.3).

### 5.2.5 **RESPONSE-Indikatoren**

Aus den zeitlich aggregierten Auswirkungen lassen sich schließlich über ein weiteres Regelsystem Konsequenzen für die Hypothese ableiten und mit Hilfe der *Response*-Indikatoren darstellen. Auch hier können aufeinander aufbauende Konsequenzen berücksichtigt werden. Am Ende der Verknüpfungen muss ein *Response*-Indikator formuliert werden, der die Zufriedenheit mit der Erfüllung der Hypothese ausdrückt. Für diesen Indikator ist die normative Werteskala für alle Hypothesen identisch, damit ein Vergleich der Hypothesen möglich wird.

## 5.3 Bewertung des Gesamtsystems

Bei der Bewertung des Gesamtsystems findet eine Aggregation der einzelnen Hypothesen auf zwei Stufen statt:

- Individuelle Bewertung der Nachhaltigkeit durch jede Anspruchsgruppe (Kapitel 5.3.1)
- Gemeinsame Bewertung der Nachhaltigkeit unter Berücksichtigung aller Anspruchsgruppen (Kapitel 5.3.2)

### 5.3.1 Bewertung innerhalb einer Anspruchsgruppe

Bei der individuellen Bewertung der Nachhaltigkeit können die Anspruchsgruppen die für ihre Interessen und ihre Vorstellungen von einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung relevanten Hypothesen aus der Gesamtheit aller aufgestellten Hypothesen auswählen. Allerdings ist eine solche Entscheidung über die Auswahl der Hypothesen mit mehreren Schwierigkeiten belegt (LAUX, 2003). Grundsätzlich bestehen Unsicherheiten über die Relevanz, Genauigkeit oder Zuverlässigkeit der Bewertung der Hypothese, insbesondere bei natürlichen Systemen. Dies ist jedoch für alle Anspruchsgruppen gleich und spielt bei der Auswahl der Hypothesen nur eine untergeordnete Rolle. Das Hauptproblem stellen Zielkonflikte dar, wenn verschiedene eigene Interessen nicht gleichzeitig zufrieden gestellt werden können. Zum Beispiel könnte ein Industriebetrieb eine höhere Grundwasserentnahme aus dem betriebseigenen Brunnen anstreben, allerdings würde dies Setzungsschäden an den Betriebsgebäuden durch die größere Absenkung des Grundwasserspiegels zur Folge haben können.

Aufgrund dieser Zielkonflikte wird hier die Aggregation der Bewertungen als mehrkriterielles Entscheidungsproblem gesehen und mit Hilfe des Composite Programming (Kapitel 5.1.5) methodisch behandelt. Streng genommen liegt bei der Aggregation der Bewertungen der



einzelnen Hypothese kein mehrkriterielles Entscheidungsproblem vor, da die Hypothesen durch den Grad der Zufriedenheit auf einer einheitlichen Basis dargestellt werden und sie sich somit auf das gleiche Kriterium beziehen. Dennoch lassen sich die einzelnen Hypothesen nicht direkt miteinander vergleichen, da sie sich in den zu Grunde liegenden Prozessen oder Zuständen grundlegend unterscheiden können.

### 5.3.2 Bewertung unter Berücksichtigung aller Anspruchsgruppen

Bei der Bewertung des Gesamtsystems soll von den individuellen Bewertungen der Anspruchsgruppen auf eine gemeinsame Einschätzung der Nachhaltigkeit geschlossen werden. Wesentlicher Unterschied zu internen Entscheidungsfragen, bei denen die eigenen Interessen innerhalb der Anspruchsgruppe konkretisiert werden müssen, ist hier die Vertretung und Verteidigung dieser Interessen nach außen. Häufig spielen dabei auch politische oder taktische Überlegungen eine Rolle (LAUX, 2003).

Die Gesamtbewertung kann als Gruppenentscheidung aufgefasst werden. Diese ist vor allem dadurch gekennzeichnet, dass nach einem Informationsaustausch jedes Mitglied der Gruppe eine individuelle Präferenzordnung bildet. Die Entscheidung der Gruppe fällt dann z. B. im Verlauf einer Abstimmung (LAUX, 2003). Die Präferenzordnung hängt sowohl von den Zielen als auch von dem Informationsgehalt über bestimmte Indikatoren ab. Im Laufe des Informationsprozesses ergeben sich Möglichkeiten der Beeinflussung sowohl der eigenen Präferenzordnung als auch die der anderen Mitglieder mit dem Ziel, die eigene Position dahingehend zu ändern, dass am Ende die eigenen Interessen besser vertreten sind. Ein solches Vorgehen ist sinnvoll und möglich bei einer überschaubaren Anzahl von Alternativen oder Indikatoren. Eine umfassende Diskussion und Abstimmung über die Gewichtung aller Hypothesen erscheint jedoch nicht zielführend. Die verschiedenen Anspruchsgruppen können zu unterschiedliche Interessen haben, als dass durch einen einfachen Informationsaustausch eine annähernd gleiche Ausgangsbasis für Entscheidungen geschaffen werden kann.

Dies wird auch bestätigt durch die Erkenntnisse aus der Beteiligung der Anspruchsgruppen im Rahmen der Rhein-Neckar-Raum-Studie (KOBUS & MÖDINGER, 2002). Die von allen Interessenvertretern unterstützten zentralen Bedingungen für eine nachhaltige Grundwassernutzung sind demnach:

- eine bessere Informationslage über die Folgen bei Beibehaltung des Status Quo sowie durch die aufgezeigten Handlungsoptionen,
- die Anerkennung aller Beteiligten, dass jede Anspruchsgruppe legitime Interessen verfolgt und diese auch in den Abwägungsprozess eingebunden werden sollen,
- die Notwendigkeit gegenseitiger Zugeständnisse im Sinne eines praktikablen und umsetzbaren Kompromisses.

Unter diesen Voraussetzungen ist die Aggregation der individuellen Bewertungen durch die Anspruchsgruppen der direkten Gewichtung einzelner Hypothesen vorzuziehen. Dadurch ist es auch möglich, neue Hypothesen in den Bewertungsprozess aufzunehmen, ohne das neu

über die Gewichtung der Hypothesen abgestimmt werden muss, da die Berücksichtigung neuer Erkenntnisse bei den Anspruchsgruppen verbleibt, die davon tatsächlich betroffen sind.

EISENFÜHR & WEBER (2003) bemerken, dass die Anwendung mehrkriterieller Entscheidungsmethoden, wie bei der Entscheidung über die Bildung einer individuellen Bewertung, nur bedingt auf die Aggregation bei einer Gruppenentscheidung übertragen werden können, da die Präferenzintensitäten berücksichtigt werden müssen. Diese lassen sich grundsätzlich aber nur schwer ermitteln bzw. vermitteln, d.h. eine unterschiedliche Gewichtung der einzelnen Anspruchsgruppen erscheint nicht sinnvoll. Auf der anderen Seite kann eine Gewichtung unterschiedlicher Interessen jedoch politisch gewollt sein. Unter der Voraussetzung, dass alle Beteiligten eine Verbesserung der aktuellen Situation mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung anstreben, sollten nicht-zufriedenstellende Positionen stärker berücksichtigt werden, können also nicht bzw. nur bedingt kompensiert werden. Die Anwendung des Composite Programming (Kapitel 5.1.5) erscheint somit auch hier angebracht.

# 6 Aufbau des Entscheidungsunterstützungssystems

*Unser Entscheiden reicht weiter als unser Erkennen.*

IMMANUEL KANT (1724-1804)

Kernziel der Arbeit ist die Entwicklung und der Aufbau eines Softwareprototypen für ein praxisnahes Entscheidungsunterstützungssystem, das eine Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit ermöglicht. Dabei sollen kritische bzw. sensible Bereiche räumlich und sachlich identifiziert werden können sowie Vorschläge zur Verbesserung der Bewirtschaftung hinsichtlich der Ziele einer nachhaltigen Entwicklung gemacht werden. Die methodischen Vorgaben zur Bewertung wurden bereits in Kapitel 5 dargestellt.

In Kapitel 6.1 wird die Systemarchitektur aufgezeigt, die sich aus den unterschiedlichen Aufgaben und Anforderung an ein Entscheidungsunterstützungssystem ergibt (vgl. hierzu auch Kapitel 2.3.3). Eine besondere Bedeutung kommt dabei der Bedienung des Programms zu. In der Regel sind die Entscheidungsträger nicht gleichzeitig auch Experten für die verschiedenen Vorgänge und Interaktionen, die sich in einem System abspielen und die letztendlich die Basis der Entscheidung bilden. Die Verwendung des Programms mit der Eingabe der notwendigen Informationen wird in Kapitel 6.2 beschrieben. Ein spezielles Element des DSS ist eine weitergehende Aufbereitung sowie Vergleich dieser Informationen. Entsprechende Methoden und Verfahren werden hierfür in Kapitel 6.3 vorgestellt.

## 6.1 Systemarchitektur

Eine entscheidende Frage bei der Erstellung eines DSS ist die Ausrichtung des Systems selbst (EL-NAJDAWI & STYLIANOU, 1993). So können Entscheidungsunterstützungssysteme ausschließlich dazu dienen, die für eine Entscheidung notwendigen Daten geeignet aufzubereiten und die Information zu kommunizieren (Informationssysteme). Sie können aber auch ein operationelles Werkzeug sein, das neben der Darstellung von Informationen einen aktiven Eingriff in die aktuelle Bewirtschaftungsstrategie erlaubt (Management- bzw. Expertensysteme).

Grundsätzlich besteht ein Entscheidungsunterstützungssystem aus drei Hauptkomponenten (TURBAN, 1995):

- Datenverwaltung (Kapitel 6.1.1)
- Methoden und Analyseverfahren (Kapitel 6.1.2)
- Schnittstelle zwischen Anwender und Programm (Kapitel 6.1.3)

Die in Abbildung 6.1 dargestellte Struktur bzw. Architektur eines DSS zeigt die Verknüpfungen dieser Komponenten. Jede der Komponenten besteht aus weiteren Modulen, die bestimmte Aufgabenbereiche innerhalb des DSS abdecken. Die technische Umsetzung und Einbindung dieser Komponenten wird in Kapitel 6.1.4 beschrieben.

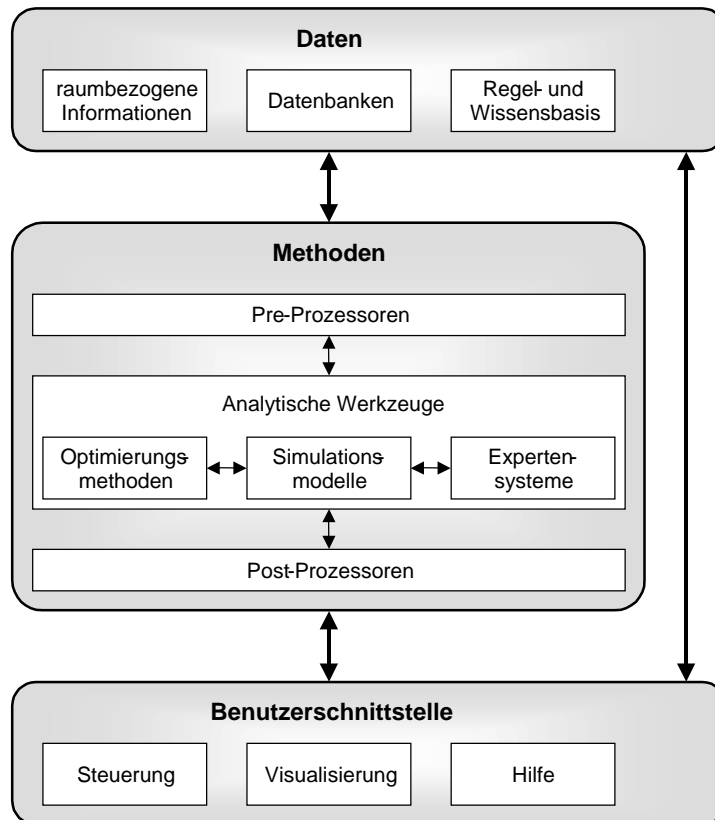


Abbildung 6.1: Systemarchitektur eines DSS (nach FEDRA, 1991; FÜRST, 2004)

### 6.1.1 Datenverwaltung

Ein Entscheidungsprozess stützt sich in der Regel auf verschiedenste Daten und Informationen. Diese liegen häufig in unterschiedlicher Form und Auflösung vor, abhängig davon, was sie repräsentieren. Bei wasserwirtschaftlichen Fragestellungen geht es in der Regel um räumlich verteilte Daten. Darüber hinaus ist zwischen statischen und dynamischen Daten zu unterscheiden. Statische Daten repräsentieren fest vorgegebene Informationen wie z. B. die Modellgeometrie, Geländehöhen oder Brunnenstandorte. Dynamische Daten wie Pegelstände oder Abflüsse werden dagegen aus Echtzeitmessungen oder Simulationsrechnungen ermittelt. Dies erfordert die Kopplung der Datenbank mit der Datenquelle. Auch hier besteht wieder das Problem, dass die Daten in unterschiedlicher Form und Auflösung vorliegen können.

Die Daten müssen also in geeigneter Weise verwaltet und so aufbereitet werden, dass bei einer Bewertung jeweils der selbe räumliche und zeitliche Bezug gewährleistet ist und so erst die Voraussetzung für eine konsistente Bewertung der Daten geschaffen wird.

Bei der Verwaltung raumbezogener Daten haben sich geographische Informationssysteme (GIS) durchgesetzt. In Abhängigkeit der Komplexität der Methoden und Verfahren zur Analyse der Daten sowie der Anforderungen an die Visualisierung kann ein Entscheidungsunterstützungssystem technisch gesehen auch direkt in ein GIS integriert werden (FÜRST, 2004). Da für das hier entwickelte DSS zuerst die Umsetzung der Hypothesen einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung im Vordergrund steht, soll auf die Implementierung innerhalb eines verfügbaren GIS verzichtet werden. Bestimmte Funktionen eines GIS die beispielsweise bei der Visualisierung oder Analyse der Daten notwendig sind, sind deshalb in den hier entwickelten Prototypen integriert worden.

Expertenwissen wird in dieser Arbeit durch die Formulierung der Hypothesen und deren Auswahl durch die Anspruchsgruppen dargestellt.

### 6.1.2 Methoden und Analyseverfahren

Simulationsmodelle stellen den Kern der Methoden innerhalb eines DSS dar. Ein Modell ist eine vereinfachte Darstellung und Annäherung eines realen Systems und versucht, die zu Grunde liegenden Prozesse bzw. die daraus resultierenden Systemzustände möglichst exakt abzubilden. Damit soll es möglich sein, verschiedene Randbedingungen oder Änderungen im System auf ihren Einfluss und ihre Auswirkungen hin zu untersuchen. Da auf die verschiedenen Probleme der Modellbildung hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Auflösung, der numerischen Lösungsverfahren oder auch der Fähigkeiten des Modellierers in diesem Zusammenhang nicht eingegangen werden kann, sei für diese Aspekte auf LOUCKS & DA COSTA (1991) verwiesen.

Optimierungsmethoden sollen die Simulationsmodelle ergänzen, um unter vorgegebenen Rahmenbedingungen wie z. B. Mindestentnahmen oder maximale Grundwasserstände die möglichen Freiheitsgrade bzw. Stellschrauben im Modell - in diesem Fall Grundwasserentnahmen - so zu ändern, dass die Bewertung des Modellergebnisses möglichst gut ausfällt. Einen Überblick über verschiedene Optimierungsalgorithmen gibt z. B. COELLO COELLO ET AL. (2002). Das in dem hier entwickelten Entscheidungsunterstützungsmodell verwendete Optimierungsverfahren (Kapitel 6.3.3) lässt sich jedoch nicht direkt mit diesen mathematischen Algorithmen vergleichen, da es sich methodisch an das Bewertungsverfahren und die Formulierung von Hypothesen durch Aufstellen von verbal formulierten Regeln anknüpft.

Expertensysteme können als computergestützte Programme gesehen werden, die auf (einprogrammiertes) Expertenwissen zur Lösung eines wohl definierten Problems zurückgreifen. Wesentlicher Schritt bei der Entwicklung eines Expertensystems ist daher auch die Beschaffung sowie die Darstellung dieses Wissens. Meist werden dazu Experten direkt befragt, die ihr Wissen dann in Form von Fakten, Regeln, Bandbreiten oder Szenarien wiedergeben. Wie sich Expertensysteme in ein DSS integrieren lassen bzw. wo die Gemeinsamkeiten und Unterschiede beider Systeme liegen, wird bei EL-NAJDAWI & STYLIANOU (1993) ausführlich behandelt. Vereinfachend kann man sagen, dass

Entscheidungsunterstützungssysteme Daten verarbeiten und darstellen, Expertensysteme hingegen analysieren die Daten und können bereits Vorentscheidungen treffen.

Bei dieser Arbeit muss man zwischen Bewertung und Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unterscheiden. Bei der Bewertung wird das durch die Hypothesen dargestellte Expertenwissen zur Analyse der Daten verwendet, bei der Optimierung wird dann aufgrund der Bewertung eine Anpassung der Bewirtschaftung vorgenommen, also eine Entscheidung getroffen.

Die Simulationsmodelle, Optimierungsmethoden und Expertensysteme sind alle auf bestimmte Eingangsdaten angewiesen, die zwar in einer einheitlichen Form in der Datenbank vorliegen, jedoch für die spezifische Verwendung in Modellen und Methoden jeweils auf ein bestimmtes Format gebracht werden müssen. Dieses wird über Schnittstellen, sogenannte Pre-Prozessoren, realisiert. Analog ermöglicht ein Post-Prozessor, die gewonnenen Daten zu konvertieren und wieder der Datenbank zuzuführen.

### **6.1.3 Benutzerschnittstelle**

Entscheidend für die anwendungsbezogene Nutzung eines DSS ist seine Benutzerschnittstelle. Durch sie ist es möglich, verschiedene Szenarien zu erstellen, einzelne Modelle anzusteuern sowie die Daten darzustellen. Charakteristisch für eine nutzerfreundliche Schnittstelle sind graphische Elemente für eine intuitive Bedienung, verschiedene Visualisierungsmöglichkeiten der Daten sowie eine klare Menüführung und begleitende Hilfestellungen.

### **6.1.4 Programmtechnische Umsetzung**

#### **6.1.4.1 Programmsteuerung und Benutzeroberfläche**

Wesentlicher Aspekt des Prototypen ist die Anwendbarkeit des Entscheidungsunterstützungssystems nicht nur unter methodischen Gesichtspunkten, sondern auch in praktischer Hinsicht bezüglich der Bedienung. Daher muss eine graphische Benutzeroberfläche erstellt werden, die einen einfachen Umgang mit dem Programm erlaubt. Für die Erstellung einer solchen Oberfläche eignen sich insbesondere objektorientierte Programmiersprachen, deren Code innerhalb einer Entwicklungsumgebung (Integrated Development Environment, IDE) erstellt werden kann.

Darüber hinaus erlaubt die Objektorientierung neben der einfachen Implementierung graphischer Elemente die Erstellung unterschiedliche Klassen für die verschiedenen Indikatoren, die Hypothesen und die Anspruchsgruppen. Diese Klassen können über Schnittstellen sehr einfach miteinander kommunizieren und sind so relativ einfach erweiterbar. Für die Entwicklung des Prototypen wurde daher die Programmiersprache Visual Basic .NET verwendet.

Innerhalb des DSS müssen teilweise sehr große Datenmengen verarbeitet werden. Es hat sich gezeigt, dass die Rechenzeiten für diese mathematischen Operationen bei einer Umsetzung in Visual Basic .NET sehr hoch bis inakzeptabel sein können. Deshalb wurden rechenintensive Bereiche des Prototypen in FORTRAN-Programme ausgelagert, die direkt aus dem Hauptprogramm aus aufgerufen werden. Dadurch konnte eine deutliche Verkürzung der Rechenzeit erreicht werden.

Die Kopplung der unterschiedlichen Programmteile sowie ihre technische Umsetzung ist in Abbildung 6.2 schematisch dargestellt.

#### 6.1.4.2 Datenformate

Raumbezogene Informationen liegen in einem einheitlichen räumlichen und zeitlichen Raster vor bzw. werden auf ein solches konvertiert. Die Speicherung der Daten erfolgt in einem für diesen Prototypen definierten binären Format.

Informationen über den Aufbau der Indikatoren, der Hypothesen, der Anspruchsgruppen, der Szenarien und der verwendeten Modelle werden im XML-Format abgelegt. XML (Extensible Markup Language) ist eine Metasprache für das Definieren von Dokumententypen, d.h. man kann durch bestimmte Befehle Elemente innerhalb eines Dokuments definieren und strukturieren. Dadurch ist es möglich, beim Lesen der Datei festzustellen, ob es sich beispielsweise um einen Indikator oder eine Anspruchsgruppe handelt.

Die Online-Hilfe ist in HTML (Hypertext Markup Language) geschrieben und somit auch außerhalb des Hauptprogramms einzusehen. Somit kann diese Hilfe gleichzeitig als Benutzerhandbuch verwendet werden.

#### 6.1.4.3 Externe Modelle

Wesentliches Element des Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung ist das auf finiten Differenzen basierende Grundwasserströmungsmodell MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH, 1988) in der Version MODFLOW2000 (HARBAUGH, 2000). Das Modellgebiet wird in der horizontalen Ausdehnung durch ein Rechteckgitter diskretisiert, vertikal erfolgt eine Unterteilung in verschiedene Schichten. Der modulare Aufbau des Modellsystems erlaubt eine sehr flexible Anpassung an die verschiedenen externen Einflussgrößen des Grundwassersystems, wie zum Beispiel Grundwasserentnahmen, Neubildung durch Niederschlag oder Austausch mit Oberflächengewässern. Darüber hinaus ist eine Modifikation des in FORTRAN geschriebenen Modellcodes möglich. Die rasterbasierte Darstellung sowie die hohe Flexibilität bezüglich des Modellaufbaus stellen die idealen Voraussetzungen für eine Einbindung dieses Modells in das hier entwickelte Entscheidungsunterstützungssystem dar.

Grundsätzlich ist der Softwareprototyp so aufgebaut, dass er bei Programmstart alle verfügbaren Modelle (diese müssen bestimmte Schnittstellen aufweisen) einliest und

entsprechende Eingabemaschinen zur Verfügung stellt. Neue Modellversionen oder andere Modelle können somit ohne eine Aktualisierung des Hauptprogramms eingebunden werden.

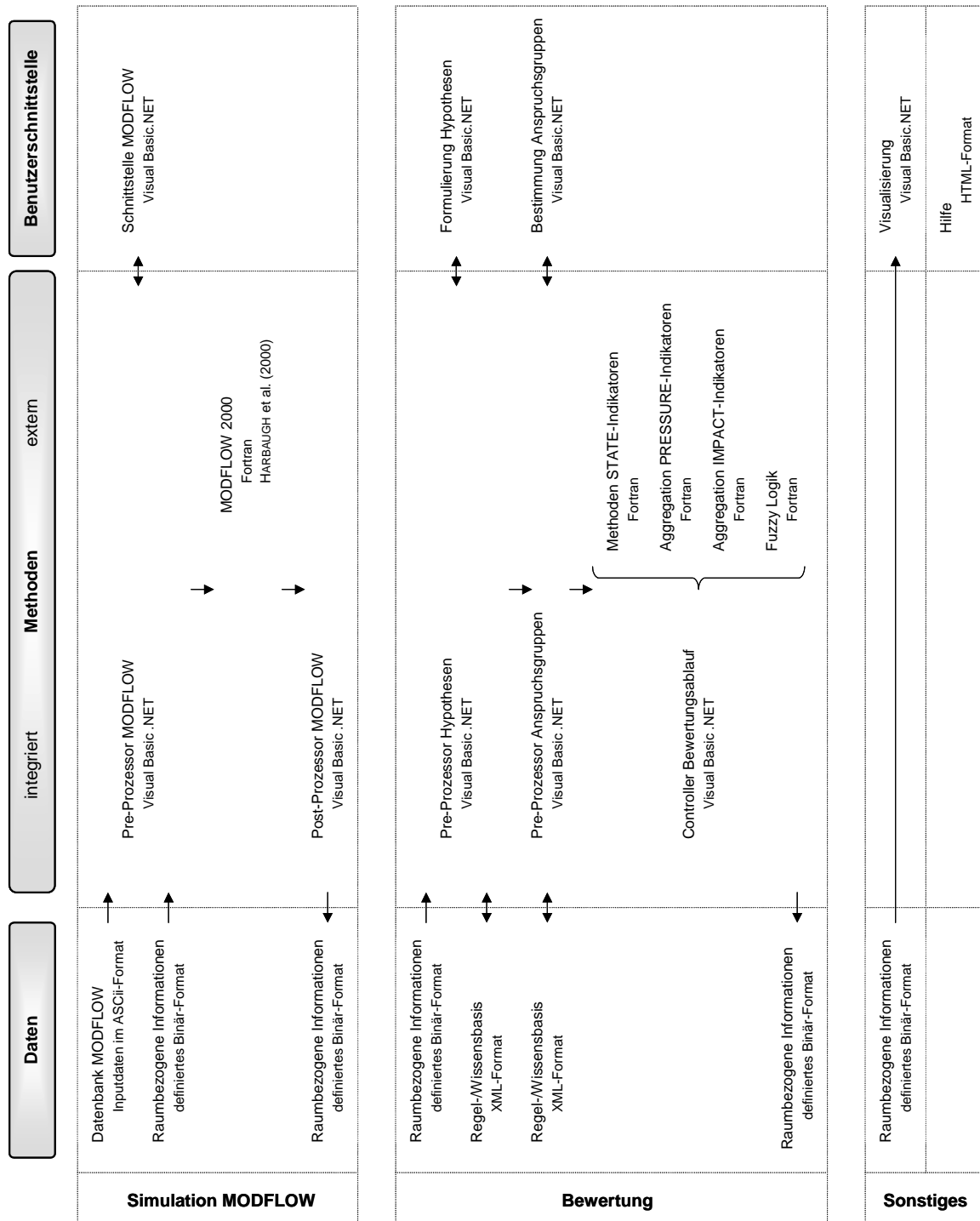


Abbildung 6.2: Implementierung und Kopplung unterschiedlicher Programmteile

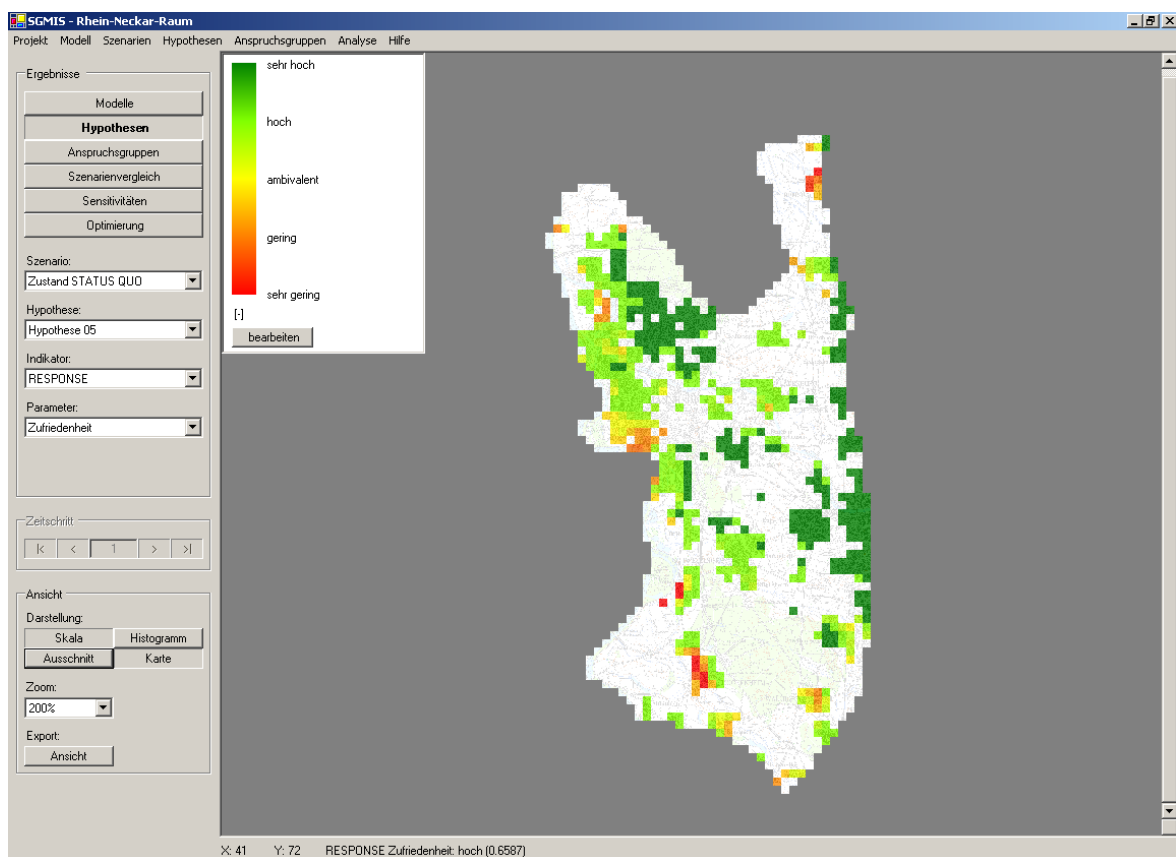


## 6.2 Bedienung des Entscheidungsunterstützungssystems

Die folgenden Ausführungen sind nicht als detaillierte Bedienungsanleitung für das Entscheidungsunterstützungssystem zu verstehen. Vielmehr soll ein Überblick über die Funktionalität und die allgemeine Verwendung des Programms gegeben werden.

Die Steuerung des Entscheidungsunterstützungssystems erfolgt über eine graphische Benutzeroberfläche (GUI, *Graphical User Interface*), welche die Schnittstelle zwischen Anwender und Programm darstellt. Deshalb sollte die Oberfläche möglichst ansprechend und selbsterklärend aufgebaut sein, damit der Anwender die volle Funktionalität des Programms intuitiv nutzen kann. Wesentliche Elemente der Benutzeroberfläche sind (Abbildung 6.3):

- Titel- und Menüleiste für die Steuerung des Programms
- Steuerpanel für die Visualisierung der Daten
- Darstellungsbereich für die Visualisierung der Daten



**Abbildung 6.3:** Übersicht der graphischen Benutzeroberfläche (oberer Rand: Titel- und Menüleiste, linker Rand: Steuerpanel, übriger Bereich: Darstellung der Daten und Informationen)

### 6.2.1 Bearbeitung der Simulationsmodelle

Damit eine Einbindung und Verwendung von Modellen möglich ist, müssen Schnittstellen zwischen Modell und DSS erstellt werden. Die Verbindung zwischen Modell und Schnittstelle ist der jeweiligen Modellstruktur anzupassen, die Verbindung zwischen Schnittstelle und DSS ist exakt vorgegeben und für alle Modelle identisch. Bei Laufzeitstart des Programms werden alle vorhandenen Schnittstellen für Simulationsmodelle, die als *.dll* (*dynamic link library*) vorliegen, im Arbeitsverzeichnis des Programms gesucht und eingebunden. Dadurch ist es möglich, jederzeit neue bzw. überarbeitete Modelle zu verwenden. Die eingebundenen Modelle finden sich im Menüpunkt *Modell* des Hauptmenüs.

Für den hier entwickelten Prototypen wurde nur das Grundwasserströmungsmodell MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH, 1988), genauer gesagt die Version MODFLOW2000 implementiert. Der MODFLOW-Hauptbildschirm, der sich in seinem Aufbau der Steuerungsdatei für MODFLOW orientiert (Name-File), ist im Anhang in Abbildung A.1.1. dargestellt. Die spezifischen Elemente von MODFLOW sind in der entsprechenden Programmdokumentation beschrieben (HARBAUGH, 2000).

*Stress Packages* stellen bei MODFLOW Programm-Module dar, die verschiedene externe Einflüsse auf das Grundwassersystem darstellen (Entnahmen, Oberflächengewässer, Neubildung, etc.). Diese externen Einflüsse spielen eine wesentliche Rolle bei der Definition von Szenarien, da sie letztendlich die möglichen Stellschrauben für das Grundwassersystem repräsentieren. Bei Verwendung eines solchen Moduls muss dieses entsprechend aktiviert werden.

### 6.2.2 Definition von Szenarien

Szenarien repräsentieren fiktive Handlungs- bzw. Entwicklungsstrategien. Modelltechnisch werden diese durch gezielte Änderungen bestimmter Freiheitsgrade in den zu Grunde liegenden Simulationsmodellen umgesetzt.

Bei dem verwendeten Grundwasserströmungsmodell MODFLOW sind diese Freiheitsgrade durch die *Stress Packages* vorgegeben. Ist ein solcher Freiheitsgrad für alle Szenarien unverändert, so ist auch dies bei der Definition des Simulationsmodells entsprechend anzugeben und durch Angabe der unveränderlichen Eingangsdaten zu definieren. Für alle anderen verwendeten Packages sind auf jeden Fall die Daten für die instationäre Modellrechnung anzugeben. Für die Berechnung von Sensitivitäten und die Optimierung sind weitere Angaben notwendig. Bei den Sensitivitäten ist es wichtig zu wissen, ob es sich um einen anthropogenen Einfluss oder eine hydrologische Randbedingung handelt. Darüber hinaus sind die Daten für drei maßgebliche stationäre Systemzustände (Normalzustand, sowie nasse und trockene Bedingungen, vgl. Kapitel 6.3.1.1) anzugeben. Beinhaltet ein *Stress Package* Freiheitsgrade für eine Optimierung (siehe Kapitel 6.3.3), so muss wenigstens ein stationärer Normalzustand definiert werden. Der entsprechende Bildschirm zur Eingabe ist im Anhang in Abbildung A.1.2 dargestellt.

Wie in Kapitel 3.2.3 ausgeführt, ist ein sachlicher Bezugszeitraum darzustellen. Dieser wird durch den *Zustand NULL* und den *Zustand STATUS QUO* bestimmt. Daher müssen diese beiden vorgegebenen Zustände auf jeden Fall als Szenarien definiert und simuliert werden.

## 6.2.3 Umsetzung einer Hypothese

Der konzeptionelle Ansatz zur Beschreibung einer Hypothese (Kapitel 5.2) wird im Entscheidungsunterstützungssystem direkt umgesetzt. Ausgangspunkt ist dabei die allgemeine Beschreibung der Hypothese (Abbildung 6.4), wobei auch die *Driving Forces*, also die Bedeutung der Hypothese für die Ökologie, die Ökonomie und die Gesellschaft bestimmt werden können. Die Übersicht über alle Indikatoren zur Beschreibung der Hypothese sowie einen direkten Verweis dorthin findet sich in der rechten Bildhälfte.

Nach den allgemeinen Informationen müssen die unterschiedlichen Indikatoren schrittweise eingegeben werden. Dabei ist auf die Reihenfolge der Eingabe zu achten, da bei Verweisen auf andere Indikatoren nur solche ausgewählt werden können, die zuvor schon definiert worden sind.

Abbildung 6.4: Definition einer Hypothese, Allgemeine Informationen

### 6.2.3.1 STATE-Indikatoren

Diese Indikatoren stellen Primär-Daten dar, welche direkt aus Messungen und Simulationsmodellen ermittelt werden oder von Datenbanken zur Verfügung gestellt werden. Dabei erkennt das Programm automatisch alle von den Simulationsmodellen berechneten Daten. Externe Daten müssen in einem entsprechenden Format vorliegen. Intern können aus bereits definierten *State*-Indikatoren neue Daten ermittelt werden. Folgende Funktionen stehen hierfür zur Verfügung:

- Addition
- Subtraktion
- Multiplikation
- Division
- Mittelwert
- Maximum
- Minimum
- Perzentilwert
- Normierung innerhalb eines Zeitschrittes
- Normierung über kompletten Simulationszeitraum
- Monatsmittelwerte
- Monatsmaxima
- Monatsminima
- Gleitendes Jahresmittel
- Gleitendes Jahresmaximum
- Gleitendes Jahresminimum
- Gleitendes mehrjähriges Mittel

Vor der Berechnung können die Daten mit Hilfe einer Darstellungsmaske gefiltert werden, d.h. es werden die Daten ausgeblendet, die nicht im gewünschten räumlichen Darstellungsbereich liegen. Abbildung A.1.3 im Anhang zeigt den Eingabebildschirm für *State*-Indikatoren.

### 6.2.3.2 *PRESSURE*-Indikatoren

Ein *Pressure*-Indikator (Eingabebildschirm dargestellt im Anhang in Abbildung A.1.4) besitzt verschiedenen Attribute, die in ihrer Gesamtheit den kompletten Wertebereich eines *State*-Indikators abdecken. Die Definition dieser Attribute erfolgt durch die Zuweisung von Fuzzy Sets (Kapitel 6.2.3.5).

Wie in Kapitel 3.2 zur Abgrenzung der Bezugshorizonte beschrieben wurde, laufen verschiedene Prozesse auf unterschiedlichen Skalen ab. Der relevante Wirkungsbereich eines Prozesses muss deshalb entsprechend Berücksichtigung finden, da eine lokale Bestimmung für jeden Zelle des Bewertungsrasters oftmals nicht den räumlichen Charakter des Indikators widerspiegelt.

Dabei können drei grundsätzliche Wirkungsbereiche unterschieden werden:

- Lokaler Wirkungsbereich  
Die Auswirkungen eines Prozesses betreffen das unmittelbare Umfeld (z. B. Standortbedingungen), so dass eine räumliche Aggregation nicht notwendig ist.
- Einflussbereich  
Dieser Bereich ist durch die räumliche Ausdehnung des signifikanten Einflusses eines Prozesses (z. B. Grundwasserstandsabsenkung  $> 0.1$  m) definiert. Für jede Einflussgröße muss ein solcher Bereich bestimmt werden. Dafür sind neben einem Referenzlauf, bei dem alle Einflussgrößen aktiv sind,  $N$  weitere Simulationsläufe notwendig, so dass jede Einflussgröße  $n$  einmal „abgeschaltet“ werden kann.

- Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet umfasst alle Punkte, die zu einer bestimmten Senke hin entwässern. Methodisch kann dies durch ein *Particle Tracking* umgesetzt werden, wobei jede Zelle des Bewertungsrasters mindestens durch ein *Particle* erfasst werden muss.

Da die Ermittlung der Einflussbereiche und Einzugsgebiete einen unverhältnismäßig zeitintensiven Rechenaufwand darstellt, soll ein vereinfachtes Aggregationsverfahren zur Anwendung gebracht werden.

Bei diesem Verfahren wird ein einfacher Mittelwert über alle Zelle innerhalb eines bestimmten Quadrates um die Bewertungszelle gebildet. Das Quadrat bestimmt sich über den maximalen Abstand  $n$  [Zellen] in  $x$ - und  $y$ -Richtung, d.h. Abstand 0 bedeutet nur die Bewertungszelle, Abstand 1 insgesamt 9 Zellen und allgemein: Anzahl Zellen  $N = (2n + 1)^2$ . Je größer also der Abstand gewählt wird, desto stärker werden regionale Einflüsse berücksichtigt.

### 6.2.3.3 *IMPACT*-Indikatoren

Auch für die *Impact*-Indikatoren müssen linguistische Werte bestimmt werden, wobei hier ein normierter Wertebereich  $[0;1]$  zu Grunde gelegt wird. Mit den *Pressure*-Indikatoren und möglicherweise schon definierten *Impact*-Indikatoren als Prämissen lässt sich ein Regelsystem aufstellen (Kapitel 6.2.3.7), dessen Regelantworten (Konklusion) durch die linguistischen Werte des Indikators vorgegeben sind. Ein Eingabebildschirm findet sich beispielhaft im Anhang in Abbildung A.1.5.

Bislang liegen einzelne Bewertungen für jeden Zeitpunkt des Betrachtungsraums vor. Da es bei der Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung jedoch um einen Zeitraum geht, der bewertet werden soll, müssen die Bewertungen für einzelne Zeitpunkte in entsprechender Weise aggregiert werden. Hierfür stehen wiederum verschiedene Funktionen zur Verfügung:

- Mittelwert
- Median
- Minimum
- Maximum
- Variabilität
- Häufigkeit
- Robustheit
- Trend

Die *Variabilität* ist ein Maß für die maximale Schwankungsbreite der Werte über die Zeit (= Maximum - Minimum).

Die *Häufigkeit* gibt Auskunft über die Beständigkeit einer Zeitreihe: Es werden alle Zeitpunkte gezählt, für die ein bestimmtes Attribute bzw. ein Gruppe von Attributen eine Zugehörigkeit größer Null besitzt. Dieser Wert wird in Relation zur Gesamtzahl aller Zeitpunkte gesehen. Werte nahe Eins bedeuten, dass ein Attribute nahezu ständig angesprochen worden ist.

Die Elastizität des Systems wird durch die *Robustheit* ausgedrückt: Es werden alle Ereignisse gezählt, bei dem auf ein bestimmtes Attribut bzw. eine Gruppe von Attributen mit Zugehörigkeitsgrad Null für einen Zeitpunkt  $t$  der Zugehörigkeitsgrad für den Zeitpunkt  $t+1$  ungleich Null ist. Diese Zahl wird mit Gesamtzahl aller Zeitpunkte mit einem Zugehörigkeitsgrad Null in Beziehung gesetzt. Je größer dieses Verhältnis ist, desto schneller „erholt“ sich das System von nicht-gewünschten Werten.

Schließlich gibt es zwei Möglichkeiten, einen *Trend* zu ermitteln. Zum einen kann mit Hilfe einer linearen Regression die Tendenz (=Steigung) der Zeitreihe ermittelt werden. Zum anderen können die Bewertungen für die unterschiedlichen Zeitpunkte gewichtet werden, wobei die jüngsten Entwicklungen stärker berücksichtigt werden. Ein solcher Mittelwert wird dann mit dem einfachen Mittelwert in Beziehung gesetzt.

### 6.2.3.4 *RESPONSE*-Indikatoren

Aus den zeitlich aggregierten *Impact*-Indikatoren müssen zuletzt noch entsprechende Konsequenzen für das System gezogen werden. Hierbei werden auch wieder unterschiedliche Attribute definiert, wobei bei einer abschließenden Bewertung, also die Zufriedenheit mit der Erfüllung einer Hypothese, die Attribute und der zugehörige Wertebereich für alle Hypothesen gleich sind. Auch hier werden die *Impact*- und gegebenenfalls *Response*-Indikatoren mit Hilfe eines Regelsystem miteinander verknüpft (Eingabebildschirm im Anhang in Abbildung A.1.6).

### 6.2.3.5 *ACTION*-Indikatoren

Da die *Action*-Indikatoren nicht für eine Bewertung relevant sind, sondern ausschließlich bei einer Optimierung definiert werden müssen, sollen diese in Kapitel 6.3.3 behandelt werden.

### 6.2.3.6 Unterteilung des Wertebereichs

Nach Angabe der Wertebereichsgrenzen und der Anzahl der Attribute kann für jedes Attribut ein linguistischer Wert eingegeben werden sowie eine Farbe zur späteren Visualisierung vergeben werden (Abbildung 6.5). Der Support eines Fuzzy Sets beschreibt den Bereich, über dem der Zugehörigkeitsgrad des Fuzzy Sets größer Null ist. Der maximale Zugehörigkeitsgrad wird zwischen den Fulfillment-Grenzen erreicht. Bei der Bestimmung der Wertebereiche ist aufgrund der nachgeordneten Bestimmung von Sensitivitäten darauf zu achten, dass ein scharfer Wert maximal von zwei Fuzzy Sets abgedeckt wird und die Summe der Zugehörigkeitsgrade stets gleich Eins ist. Fuzzy Sets am linken bzw. rechten Rand des Wertebereichs sind Schulterfunktionen, d.h. sie werden über den Wertebereich hinaus fortgesetzt.

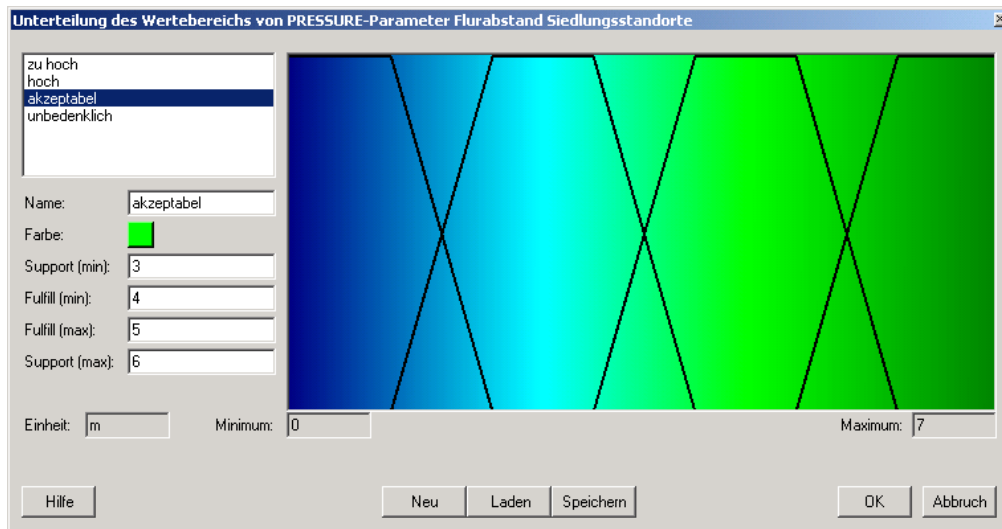


Abbildung 6.5: Definition einer Hypothese, Unterteilung des Wertebereichs eines Indikators

### 6.2.3.7 Aufstellen eines Regelsystems

Die Erstellung eines Regelsystems erfolgt durch die Auswahl von Attributen für die Prämissen und die Konklusion (Abbildung 6.6). Die Verknüpfung der Prämissen erfolgt über den UND-Operator. In diesem Zusammenhang ist die Angabe einer leeren Prämisse zulässig, d.h. die Regel ist letztendlich unabhängig von der Ausprägung der Prämisse. Bei der Regelantwort ist die Auswahl eines bestimmten Attributs zwingend. Allerdings lässt sich ein Alternativ-Attribut (SONST) bestimmen, das als Konklusion verwendet wird, sollte keine der Regeln innerhalb einer Bewertungszelle zutreffen. Somit wird auch die Anzahl der notwendigen Regeln reduziert.

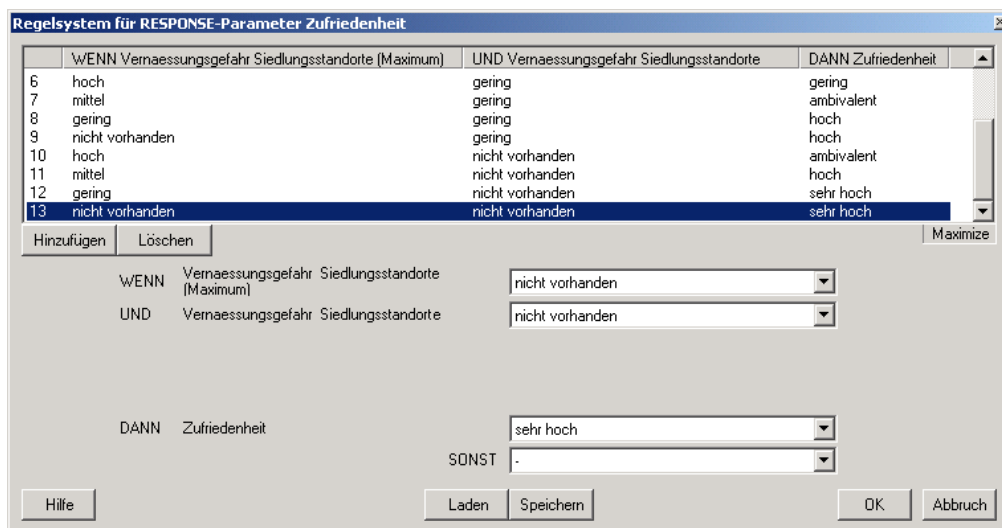


Abbildung 6.6: Definition einer Hypothese, Aufstellen eines Regelsystems

## 6.2.4 Darstellung einer Anspruchsgruppe

In einer Anspruchsgruppe werden verschiedene Hypothesen so gruppiert und gewichtet, dass sie den Interessen der Anspruchsgruppe entsprechen. Ein analoges Vorgehen gilt für die Gesamtbewertung des Systems, wobei hier die Hypothesen durch die Anspruchsgruppen ersetzt werden. Die Gesamtbewertung findet sich als eigene Anspruchsgruppe unter der Bezeichnung „*runder Tisch*“ bereits im Hauptmenüpunkt *Anspruchsgruppen* wieder.

Abbildung 6.7 zeigt beispielhaft das Aufstellen eines hierarchischen Zielsystems mit Hilfe des Composite Programming. Ausgehend von allen Hypothesen können unterschiedliche Interessenschwerpunkte dargestellt werden, indem bestimmte Hypothesen gruppiert und gewichtet werden. Die Bedeutung der einzelnen Hypothesen wird ebenfalls gewichtet und dient letztendlich zur Überprüfung der *Driving Forces* einer Anspruchsgruppe (Abbildung A.1.8 im Anhang).

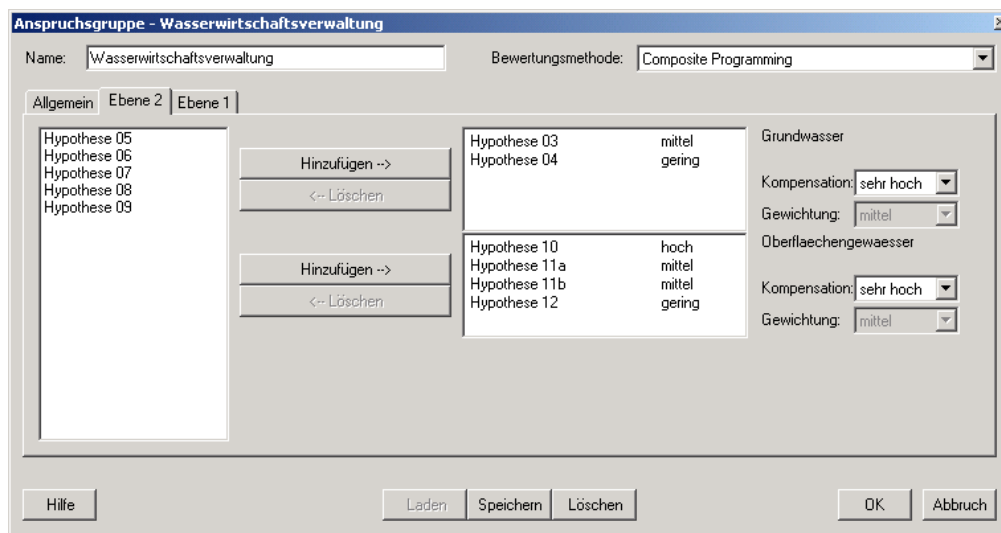


Abbildung 6.7: Darstellung einer Anspruchsgruppe mit Definition der Interessenschwerpunkte

## 6.2.5 Nutzung der Online-Hilfe

Zur Unterstützung der Anwender gibt es für fast alle Menüpunkte die Möglichkeit, sich direkt eine Hilfestellung für die aktuelle Aufgabe anzeigen zu lassen. Diese Hilfe kann auch als Bedienungshandbuch für das Programm gesehen werden. Abbildung 6.8 zeigt beispielhaft eine Seite der Online-Hilfe. Die Seiten dieser Hilfe sind in HTML erstellt worden.



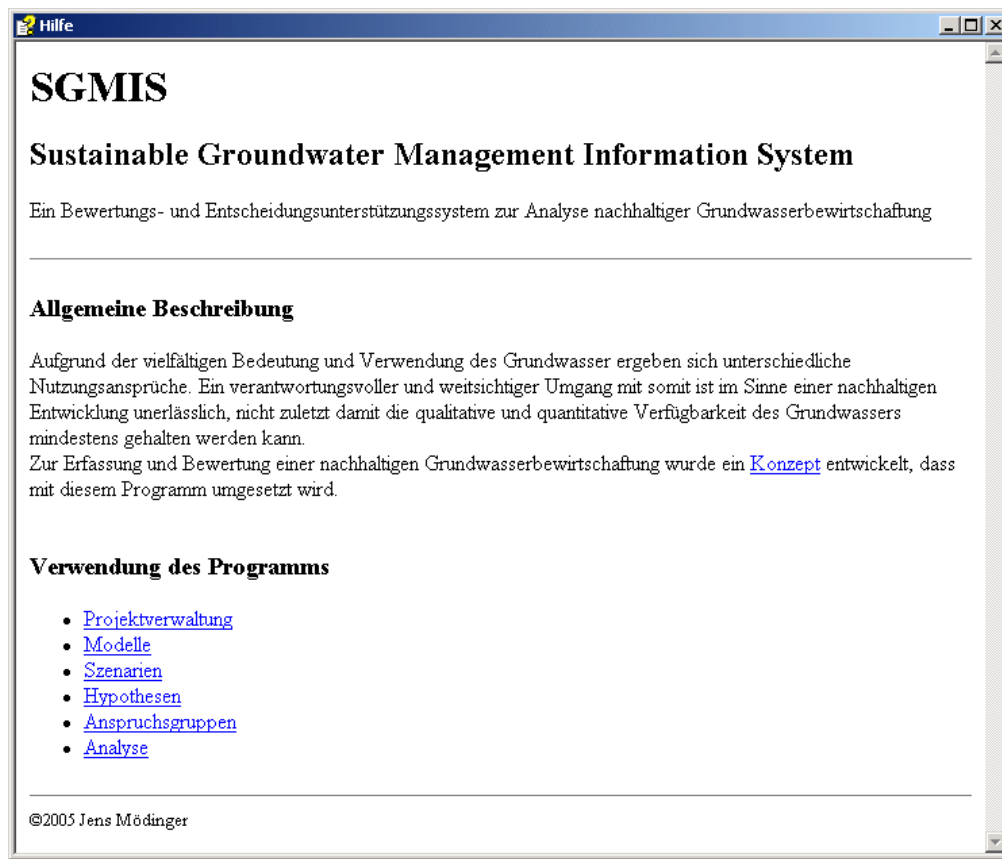


Abbildung 6.8: Hauptmenü der Online-Hilfe

## 6.3 Ergebnisdarstellung und Auswertungsmöglichkeiten

Der Hauptteil des Bildschirms wird für die Visualisierung der Ergebnisse beansprucht (vgl. Abbildung 6.3). Das Steuerpanel auf der linken Seite ist in drei Abschnitte unterteilt:

- *Ergebnisse*

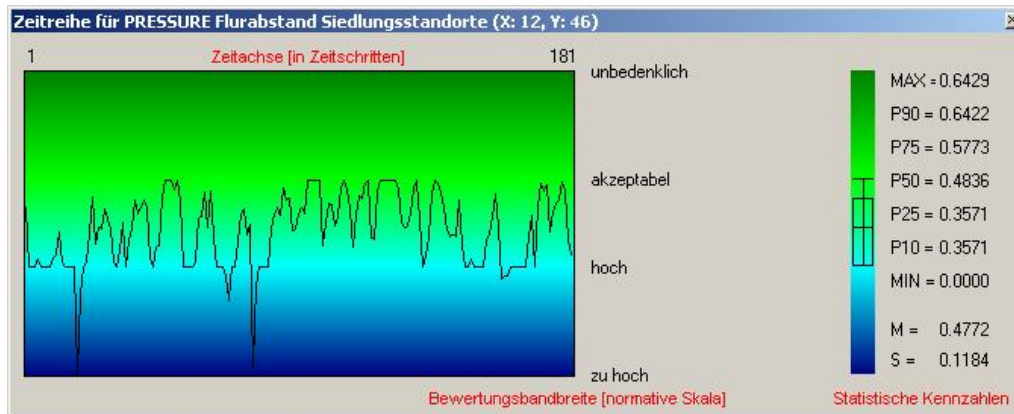
Für folgenden Bereiche können Ergebnisse angezeigt werden, sofern sie vorher berechnet worden sind:

  - Modellergebnisse
  - Bewertungsergebnis einer Hypothese
  - Bewertungsergebnis einer Anspruchsgruppe bzw. des Gesamtsystems
  - Sensitivitäten
  - Ergebnis des Szenarienvergleichs
  - Ergebnis der Optimierung

Je nach Wahl des Bereiches ändern sich die spezifischen Auswahlmöglichkeiten.

- *Zeitschritt*

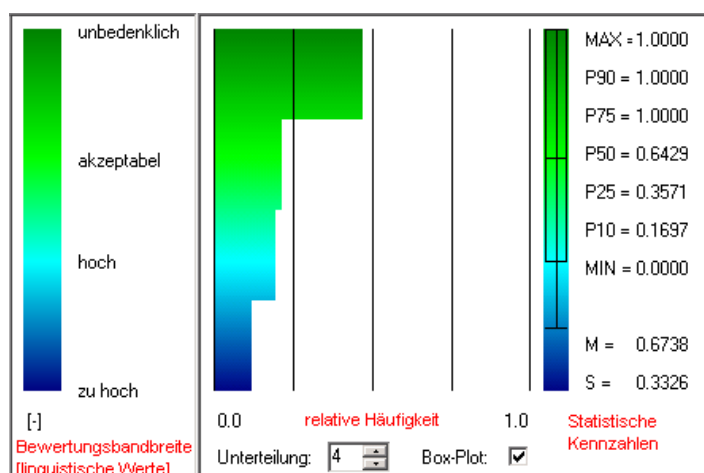
Sollte es sich bei den angezeigten Daten um Zeitreihen handeln, so kann hier der gewünschte Zeitpunkt für die Darstellung der Daten eingestellt werden. Eine andere Darstellung der Daten erhält man bei einem Klick auf eine bestimmte Bewertungszelle. Dann wird die spezifische Zeitreihe in einem Diagramm dargestellt (Abbildung 6.9).



**Abbildung 6.9:** Darstellung der zeitlichen Entwicklung eines Parameters in einer Bewertungszelle

- *Ansicht*

Die Darstellung der Daten kann den eigenen Wünschen angepasst werden. So ist es möglich, den Farbverlauf als auch den Wertebereich der Legende zu ändern oder automatisch bestimmen zu lassen. Bei der automatischen Bestimmung wird der Regel der Minimal- und Maximalwert der Daten bestimmt. Sollte für die Daten ein Fuzzy Set bestimmt worden sein, so wird auf das entsprechende Farbschema und den dort definierten Wertebereich zurückgegriffen.



**Abbildung 6.10:** Statistische Aufbereitung der räumlich verteilten Daten

Die Anzeige eines Histogramms (Abbildung 6.10) ermöglicht einen Überblick über die Verteilung der Werte. Die Anzahl der Unterteilungen kann eingestellt werden bzw. orientiert sich an der Anzahl der linguistischen Werte. Ergänzt wird das Histogramm durch ein Boxplot, das die Verteilung der Daten auch in Zahlenwerten ausdrückt (Minimum, Perzentilwerte 10, 25, 50, 75, 90; Maximum, Mittelwert und Standardabweichung).

Sofern eine Hintergrundkarte definiert und geo-referenziert worden ist, lässt sich diese auch darstellen. Der Export der Ansicht ermöglicht die Erstellung einer Grafikdatei (.jpg, .tiff), die dann in ein externes Dokument eingefügt werden kann (wie z. B. in dieser Arbeit). Schließlich ermöglichen verschiedene Zoomstufen einen detaillierteren Blick auf die Ergebnisse.

Für die Aus- und Bewertung der durch ein oder mehrere Modelle dargestellte Grundwasserbewirtschaftung gibt es verschiedene Möglichkeiten:

- *Simulation*  
Die vorhandenen Simulationsmodelle werden für ausgesuchte Szenarien ohne anschließende Auswertung ausgeführt. Damit ist es möglich, das DSS auch als Benutzeroberfläche für die jeweiligen Modelle zu nutzen.
- *Bewertung*  
Sofern zuvor ein Simulationslauf durchgeführt wurde können auf Basis der dann vorhandenen Modelldaten und externen Daten die Hypothesen und Anspruchsgruppen auch ohne die nochmalige, teilweise sehr zeitintensive Ausführung der Simulationsmodelle bewertet werden. Dies ist vor allem dann vorteilhaft, wenn sich die Definition von Indikatoren oder Wertebereichen ändert bzw. diese angepasst werden muss.
- *Sensitivität*  
Hier können verschiedene Sensitivitäten berechnet werden, welche zur besseren Interpretation von Bewertungsergebnissen herangezogen werden können (Kapitel 6.3.1).
- *Szenarienvergleich*  
Ein wesentlicher Punkt bei der Entscheidungsunterstützung ist die Einordnung unterschiedlicher Varianten bzw. Bewirtschaftungsstrategien. Durch einen direkten Vergleich unterschiedlicher Szenarien ist es möglich, die Vor- und Nachteile der Strategien räumlich differenziert zu ermitteln (Kapitel 6.3.2).
- *Optimierung*  
Neben der manuellen Anpassung der Bewirtschaftungsstrategie durch den Benutzer ist auch eine automatische Anpassung möglich. Verschiedene Handlungsoptionen zur Verbesserung einer Situation müssen hierfür definiert sein. Bei einer nicht-zufriedenstellenden Hypothese werden dann die Optionen ausgewählt, die eine Verbesserung der Situation ermöglichen (Kapitel 6.3.3).

### 6.3.1 Bestimmung von Sensitivitäten

Sensitivitäten können für verschiedene Bereiche des Systems ermittelt werden:

- Sensitivitäten der Modellreaktionen bei Änderung unterschiedlicher Modelleinflüsse (Kapitel 6.3.1.1)
- Sensitivitäten in Abhängigkeit der Schärfe der Wertebereichsabgrenzung bei der Definition der Fuzzy Sets (Kapitel 6.3.1.2)
- Sensitivitäten bei der Gewichtung und Kompensation der Hypothesen bzw. Anspruchsgruppen (Kapitel 6.3.1.3)

#### 6.3.1.1 Sensitivitäten der Modellreaktionen

Ansatzpunkt zur Berechnung dieser Sensitivitäten sind alle Freiheitsgrade eines Modells, die für die Definition eines Szenarios verfügbar sind (vgl. Kapitel 6.2.2). Für jeden anthropogenen Einfluss wird jeweils eine, bei hydrologischen Randbedingungen zwei Simulationsrechnungen durchgeführt. Die Berechnung erfolgt dabei stationär, da zum einen die Rechenzeit dadurch sehr stark verkürzt werden kann, zum anderen sind so die Systemreaktionen stärker ausgeprägt als bei einer instationären Rechnung.

Der Ablauf zur Bestimmung der Sensitivitäten der Modellreaktionen stellt sie wie folgt dar:

- Berechnung des Szenarios *Zustand STATUS QUO*  
Es werden die Referenzdaten ermittelt, zu denen alle weiteren Modellergebnisse in Beziehung gesetzt werden.
- Berechnung der hydrologischen Einflüsse  
Für jeden als hydrologische Randbedingung deklarierten Freiheitsgrad werden jeweils zwei Simulationsrechnungen benötigt. Unter sonst gleichen Bedingungen werden dabei einmal die Eingangsdaten für nasse Verhältnisse und einmal für trockene Verhältnisse verwendet. Aus den drei vorliegenden Modellergebnissen für normale (aus *Zustand STATUS QUO*), nasse und trockene Verhältnisse wird dann die Differenz zwischen maximalen und minimalen Parameterausprägungen berechnet. Diese Differenz stellt die absolute Modellsensitivität dar, also den maximal möglichen natürlichen Einfluss des Freiheitsgrades auf einen Parameter an dem jeweiligen Standort.
- Berechnung der anthropogenen Einflüsse  
Für diese Berechnung wird auf das Szenario *Zustand NULL* zurückgegriffen. Dieses Szenario soll möglichst naturnahe Verhältnisse repräsentieren, d.h. Verhältnisse ohne anthropogene Einflüsse. Alle Freiheitsgrade, die nicht als hydrologische Randbedingung deklariert worden sind, werden nun nacheinander behandelt. Analog zur Berechnung des hydrologischen Einflusses wird auch hier das Szenario *Zustand STATUS QUO* jeweils in nur einem Freiheitsgrad geändert und durch den entsprechende Freiheitsgrad des Szenario *NULL* ersetzt (entspricht dem „Abschalten“ eines anthropogenen Einflusses). Die Differenz zwischen diesem Modellergebnis und dem Ergebnis des

Szenario *Zustand STATUS QUO* repräsentiert den maximal möglichen anthropogenen Einfluss und stellt auch eine absolute Modellsensitivität dar.

- Berechnung der Relation der unterschiedlichen Einflüsse

Neben dem absoluten bzw. realen Einfluss eines Freiheitsgrades ist der relative Einfluss eines Freiheitsgrades von Interesse. Damit lässt sich beispielsweise erkennen, ob an einem Standort die hydrologisch bedingte Schwankungsbreite so dominant ist, dass eine Änderung der Bewirtschaftung keinen wesentlichen Einfluss auf die Grundwasserverhältnisse hat. Zur Berechnung dieses relativen Einflusses werden die einzelnen absoluten Modellsensitivitäten normiert über den Gesamteinfluss, d.h. in Relation zur Summe aller Sensitivitäten gesehen. Absolute und relative Modellsensitivitäten sind dabei stets gemeinsam zu betrachten, da eine Verhältnis von beispielsweise 0.8 zu 0.2 nichts darüber aussagt, ob z. B. der Grundwasserstand um 4 cm bzw. 1 cm beeinflusst wird, oder ob es 4 m und 1 m sind.

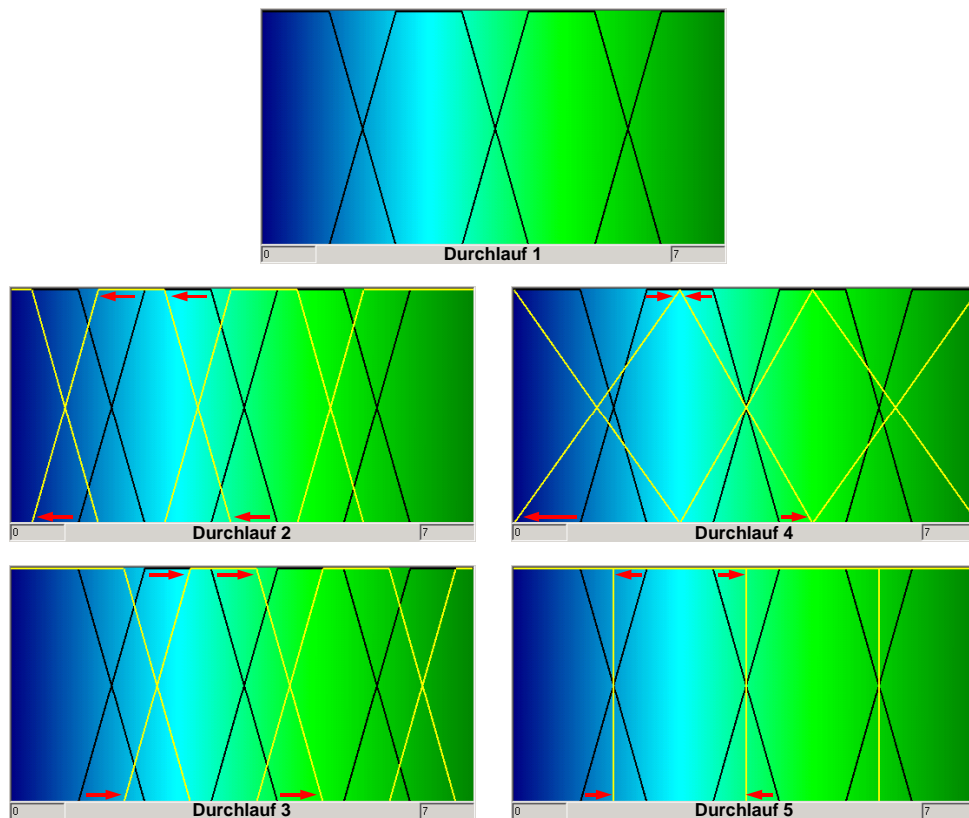
Bei der Berechnung der Sensitivitäten ist anzumerken, dass von einer linearen Beziehung der einzelnen Parameter ausgegangen wird. Dies ist insbesondere bei ungespannten Verhältnissen streng genommen nicht zulässig, stellt in diesem Fall jedoch eine praktikable Annäherung zur Abschätzung der Sensitivitäten dar.

Sensitivitäten von Modellparametern, wie sie z. B. bei der Kalibrierung der Modelle ermittelt werden, sollen hier nicht betrachtet werden. Vielmehr wird davon ausgegangen, dass ein hinreichend genaues Modell für die Untersuchungen vorliegt. Mögliche Unsicherheiten der Modellparameter können jedoch bei der Wertebereichsunterteilung durch Fuzzy Sets berücksichtigt werden.

#### 6.3.1.2 Sensitivitäten der Wertebereichsabgrenzung bei Hypothesen

An verschiedenen Stellen wurde bereits angedeutet, dass die Beschreibung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung sowie die Ausgestaltung und Erfassung der unterschiedlichen Hypothesen aufgrund verschiedener Ungenauigkeiten und Unsicherheiten nicht exakt möglich ist. In diesem Zusammenhang ist die Übertragung der *State*-Indikatoren in *Pressure*-Indikatoren (Zuweisung von Fuzzy Sets) eine sehr sensible Aufgabe, da das Bewertungsergebnis aufgrund unterschiedlicher Abgrenzungen der Wertebereiche in besonderer Weise beeinflusst werden kann. Deshalb werden die Wertebereiche der Fuzzy Sets bei den *Pressure*-Indikatoren systematisch verändert und ihr Einfluss auf das Bewertungsergebnis als Maß für die Sensitivität dargestellt.

Die durchgeführten Änderungen bezüglich der systematischen Veränderung der Fuzzy Sets sind in Abbildung 6.11 dargestellt. Der erste Durchlauf dient zur Berechnung der Bewertungen ohne Änderungen der Fuzzy Sets. Im zweiten und dritten Durchlauf wird die Form der Fuzzy Sets beibehalten, der Wertebereich des Fuzzy Sets jedoch um 10% bezüglich des gesamten Wertebereichs nach links bzw. nach rechts verschoben. Im vierten Durchlauf werden die Fuzzy Sets so vage wie möglich definiert, d.h. die Form der Fuzzy Sets wird in ein Dreieck überführt, der Support jeweils bis zur Spitze der benachbarten Fuzzy Sets erweitert. Im letzten Durchlauf wird schließlich eine klassische Unterteilung in Klassen mit scharfen Übergängen vorgenommen.



**Abbildung 6.11:** Systematische Änderungen der Fuzzy Sets zur Erfassung der Sensitivitäten

Vergleicht man alle Abschlussbewertungen einer Hypothese für die fünf Durchläufe, so lässt sich aus der Differenz zwischen minimaler und maximaler Bewertung die Sensitivität einer Hypothese an einem Standort bezüglich der Wertebereichsunterteilung ablesen.

### 6.3.1.3 Sensitivitäten bei der Berücksichtigung der Interessen der Anspruchsgruppen bzw. der Anspruchsgruppen innerhalb der Gesamtbewertung

Beim Verfahren des Composite Programming werden in Abhängigkeit des Zielsystems verschiedene Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren benötigt, die maßgeblich zur Änderung eines Bewertungsergebnisses beitragen können. Zur Bestimmung dieses Einflusses wird dazu die Bewertung für eine Anspruchsgruppe bzw. für das Gesamtsystem mehrmals durchgeführt, wobei jeweils nur ein Faktor unter sonst gleichen Ausgangsbedingungen geändert wird. Sowohl die Gewichtungs- als auch die Kompensationsfaktoren werden dazu jeweils mit dem minimal und maximal möglichen Wert belegt. Die jeweilige Differenz im Bewertungsergebnis stellt die Sensitivität des jeweiligen Faktors dar. Eine Gesamtsensitivität ergibt sich aus der Differenz der minimalen und maximalen Bewertung unter Berücksichtigung aller Bewertungsdurchläufe.

### 6.3.2 Szenarioanalyse

Die Szenarioanalyse ermöglicht einen direkten Vergleich der Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsstrategien. Dabei erlaubt das Entscheidungsunterstützungssystem nicht nur die individuelle Bewertung der Szenarien und anschließende visuelle Inspektion, sondern ermittelt auch eine Rangfolge der Szenarien durch Vergleich der einzelnen Bewertungen. Damit ist es möglich, eine räumliche Differenzierung der unterschiedlichen Bewirtschaftungsstrategien hinsichtlich ihres Erfolges vorzunehmen. Daraus lassen sich weitere Bewirtschaftungsszenarien entwickeln, welche die lokalen Vorzüge einzelner Maßnahmen vereinen können.

Allerdings kann eine absolute Rangfolge dann trügerisch sein, wenn die Unterschiede in der Bewertung minimal sind. Deshalb wird zusätzlich noch eine relative Bewertung jedes Szenarios dargestellt, wobei die absoluten Bewertungsergebnisse über den Wertebereich zwischen bester und schlechtester Bewertung in einer Zelle normiert werden.

In Ergänzung zu dieser relativen Bewertung wird auch noch die Schwankungsbreite der Bewertung angegeben, um einen Anhaltswert für die Sensitivität des Modellgebiets bezüglich unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen zu bekommen.

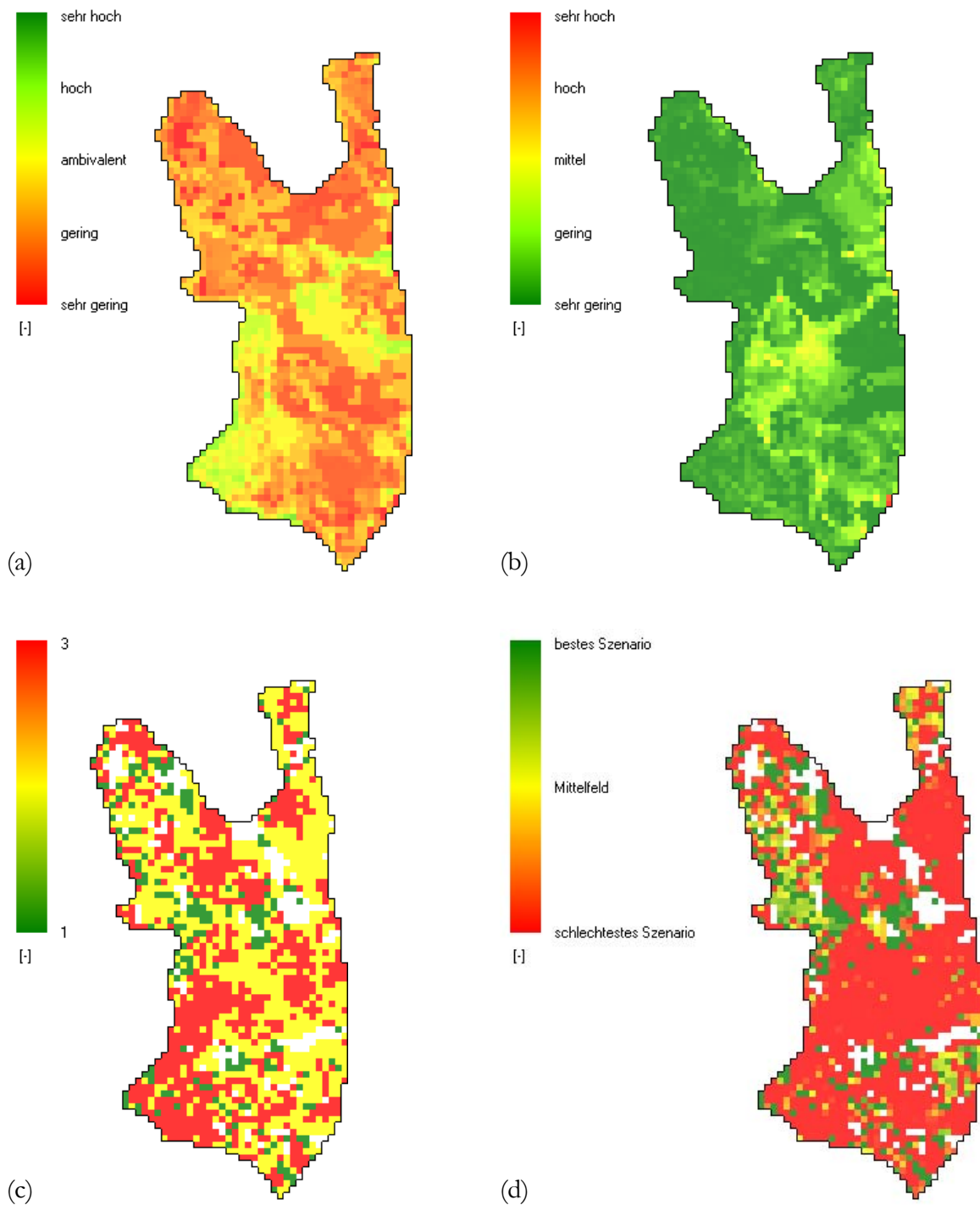
Abbildung 6.12 gibt einen Überblick über die eben beschriebenen Darstellungsmöglichkeiten im Rahmen der Szenarioanalyse (nicht bewertete Flächen bedeuten keinen Unterschied in den Szenarien).

### 6.3.3 Automatisierung der Optimierung

Neben der manuellen Verbesserung der Bewirtschaftungsstrategie durch den Benutzer auf Basis der Auswertung unterschiedlicher Szenarien kann auch eine automatisierte Optimierung der Bewirtschaftungsstrategie durchgeführt werden. Methodisch soll dabei der Ansatz der verbalen Formulierung von Hypothesen konsequent fortgeführt und auf die Optimierung der Bewirtschaftung übertragen werden, um so den Prozess der Optimierung transparent zu halten.

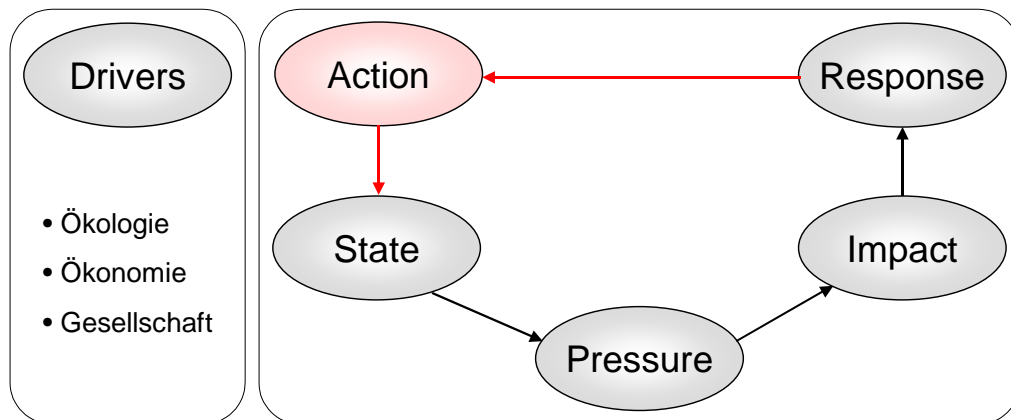
#### 6.3.3.1 Methodische Vorgehensweise

In der Regel gibt es verschiedene Möglichkeiten der Einwirkung auf einen Systemzustand oder Prozess. So kann ein zu hoher Grundwasserspiegel bspw. durch eine Erhöhung der Entnahmen oder den Einbau von Dränagen abgesenkt werden. Deshalb werden die Hypothesen um einen *Action*-Indikator erweitert, der diese Maßnahmen repräsentieren soll (Abbildung 6.13).



**Abbildung 6.12:** Szenarioanalyse: (a) Bewertung des Szenarios, (b) Schwankungsbreite der Bewertungen der betrachteten Szenarien, (c) Absoluter Rang des Szenarios, (d) Relativer Rang des Szenarios bezüglich der Szenarien mit der besten bzw. schlechtesten Bewertung





**Abbildung 6.13:** Erweiterung des modifizierten Indikatorensystems

Von den Simulationsmodellen werden verschiedene Freiheitsgrade (Einflussgrößen) zur Verfügung gestellt. Basierend auf den *Response*-Indikatoren wird dann ein Regelsystem aufgestellt, das die Bewertung der Hypothese mit den geeigneten Maßnahmen zur Verbesserung der Situation verknüpft (Abbildung A.1.7 im Anhang). Am Ende der Auswertung eines *Action*-Indikators steht dann ein Vorschlag, in welcher Weise ein Freiheitsgrad geändert werden sollte (= Einfluss auf den gewählten Parameter verstärken oder abschwächen), um eine Verbesserung der Bewertung der Hypothese zu erzielen. Diese Änderung wird vorgenommen und die Berechnung wird neu gestartet. Bei diesem iterativen Prozess ist die Anzahl der Iterationen das einzige Abbruchkriterium, da es sonst zu unverhältnismäßig langen Rechenzeiten bzw. in ihren Ausprägungen unrealistische Verbesserungsvorschläge kommen könnten.

### 6.3.3.2 Technische Umsetzung

In Abbildung 6.14 ist der Optimierungsprozess schematisch dargestellt und soll im folgenden Punkt für Punkt erläutert werden:

- **Simulationsrechnung**  
Am Anfang jeder Iteration steht die Berechnung der Modellergebnisse auf Basis der möglicherweise schon im vorherigen Iterationsschritt angepassten Eingangsdaten.
- **Berechnung der Einflussmatrix**  
Jeder Freiheitsgrad eines Modells kann in weitere Elemente untergliedert werden. So können die Brunnenentnahmen im WEL-Package von MODFLOW räumlich und sachlich differenziert werden, um so beispielsweise die Einflüsse von Brunnen in oberflächennahen und in tieferen Grundwasserstockwerken oder von Brunnen der Wasserversorger und der Industriebetriebe unterscheiden zu können.

Die Berechnung der Einflussmatrix erfolgt dann in ähnlicher Weise wie bei der Ermittlung der Modellsensitivitäten (Kapitel 6.3.1.1): Nach Ermittlung eines

Referenzzustandes, bei dem alle Freiheitsgrade aktiv sind, werden nacheinander die jeweiligen Elemente der Freiheitsgrade „ausgeschaltet“. Aus der Differenz zwischen dem so ermittelten Zustand und dem Referenzzustand kann für jeden beeinflussbaren Parameter (Grundwasserstand, Austausch mit Oberflächengewässern, etc.) der absolute sowie nach Normierung über dem Intervall [-1;1] der relative Einfluss eines Elements eines Freiheitsgrades ermittelt werden. Zusätzlich kann der Einflussbereich eingegrenzt werden, indem der Bereich mit einem relativen Einfluss kleiner als ein bestimmter Grenzwert abgeschnitten wird. Die unterschiedlichen Einstellungsmöglichkeiten sind in Abbildung 6.15 dargestellt. Abbildung 6.16 zeigt beispielhaft den Einfluss unterschiedlicher Brunnengruppen auf den Grundwasserstand im oberflächennahen Grundwasserstockwerk des in dieser Arbeit betrachteten Untersuchungsgebiets.

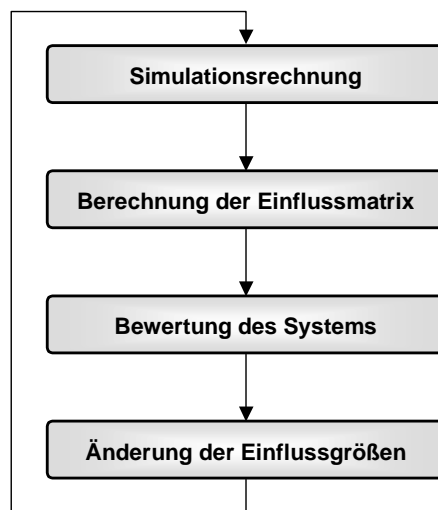


Abbildung 6.14: Ablaufdiagramm Optimierung

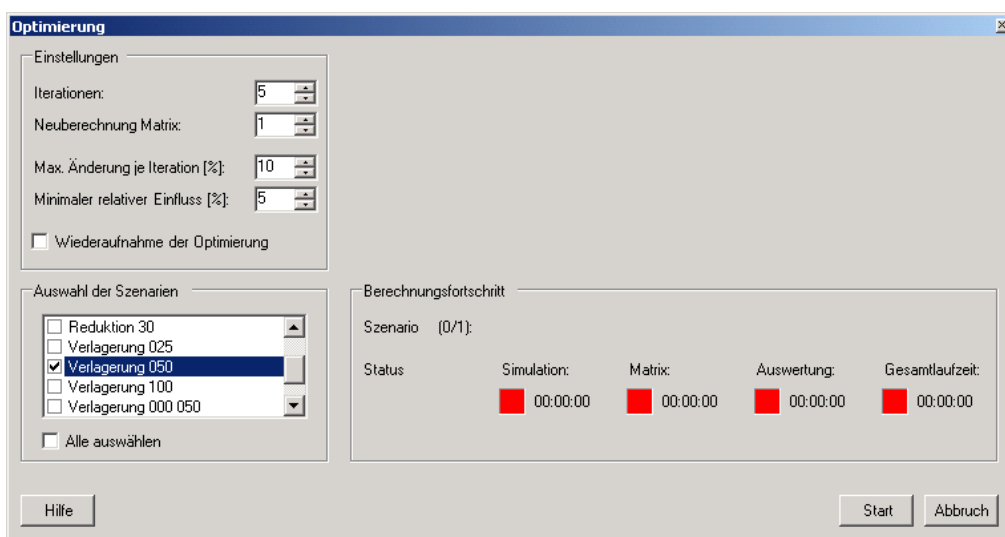


Abbildung 6.15: Steuerung der Optimierung

- Bewertung des Systems

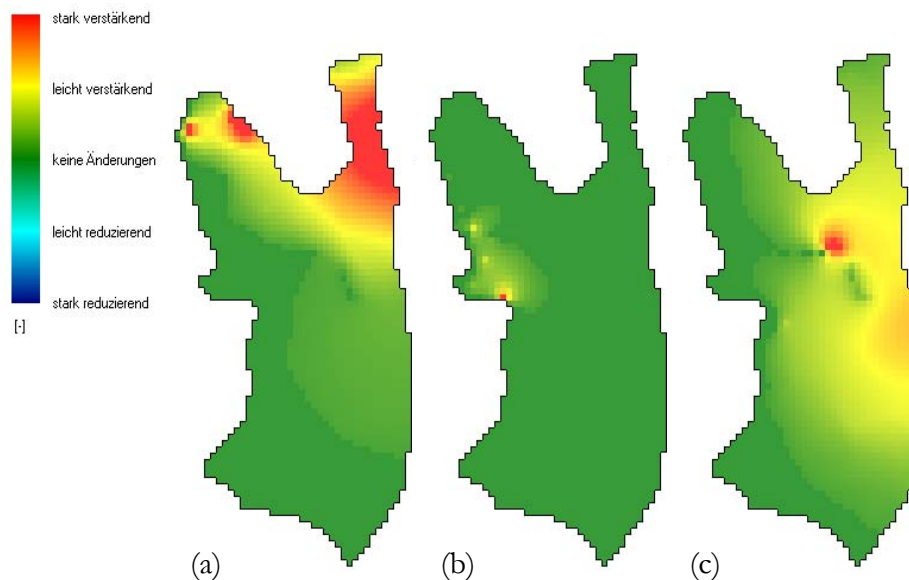
Der in Kapitel 5.2 beschriebene Bewertungsvorgang wird um die Berechnung der *Action*-Indikatoren erweitert. Dies hat keinen Einfluss auf die eigentliche Bewertung, ermöglicht jedoch eine entsprechende Anpassung der verschiedenen Freiheitsgrade im nächsten Schritt.

- Änderung der Einflussgrößen

Wichtigster Schritt bei der Optimierung ist die abschließende Ermittlung der Maßnahmen, d.h. eine Beantwortung der Frage, wo welche Änderungen vorgenommen werden müssen um eine Verbesserung der Bewertung zu erreichen. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass für verschiedene Hypothesen unterschiedliche Maßnahmen bzw. Ausprägungen einer Maßnahme umgesetzt werden können. Hier kann es zu Konflikten kommen, wenn beispielsweise Hypothese A eine Erhöhung und Hypothese B ein Reduzierung des Einflussfaktors fordert.

Ein ähnlicher Konflikt ist ja bereits schon bei der Aggregation der Hypothesen und Anspruchsgruppen aufgetreten und durch entsprechende Verfahren gelöst worden (vgl. Kapitel 5.3). Daher sollen die dort ermittelten Gewichtungsfaktoren zur Gewichtung der unterschiedlichen Maßnahmen verwendet werden.

Schließlich werden die Werte der Einflussmatrix  $([-1;1])$ , die Ausprägungen einer Maßnahme  $([-1;1])$  sowie die Gewichtungsfaktoren  $([0;1])$  multipliziert, räumlich aggregiert und wieder normiert, sodass ein einziger Faktor zur Änderung der Freiheitsgrade vorliegt. Dieser Faktor wird entsprechend der maximal zulässigen Änderung innerhalb eines Iterationsschrittes angepasst und auf die Eingangsdaten für den jeweiligen Freiheitsgrad angewandt. Die so ermittelten Daten werden dann für den nächsten Iterationsschritt verwendet.



**Abbildung 6.16:** Relativer Einfluss unterschiedlicher Brunnengruppen im OGWL auf den Grundwasserstand: (a) Brunnen nahe der hessischen Grenze, (b) Brunnen um Mannheim, (c) Brunnen um Heidelberg und Neckar



# 7 Anwendung des Entscheidungsunterstützungssystems

Im vorangegangenen Kapitel 6 wurde der Funktionsumfang sowie verschiedene Einsatzmöglichkeiten des Entscheidungsunterstützungssystems aufgezeigt. In diesem Kapitel geht es nun um die konkrete Anwendung dieses Systems. Als Untersuchungsgebiet wurde dabei der Rhein-Neckar-Raum gewählt. Zum einen kann die in Kapitel 1.3 vorgestellte Studie über die „Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit“ (KOBUS & MÖDINGER, 2002) als Referenz zur Überprüfung der hier vorgestellten Ergebnisse verwendet werden, zum anderen ist eine ausreichende Datengrundlage vorhanden.

Zunächst wird in Kapitel 7.1 das Untersuchungsgebiet vorgestellt, wobei insbesondere auf die aktuelle Bewirtschaftungssituation als auch auf das numerische Grundwassermodell näher eingegangen wird. Als Ergebnis der Anwendung des Entscheidungsunterstützungssystem wird die Bewertung der aktuellen Grundwasserbewirtschaftung in Kapitel 7.2 dargestellt. Schließlich werden in Kapitel 7.3 mögliche zukünftige Grundwasserbewirtschaftungsstrategien diskutiert.

## 7.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Aspekte des Untersuchungsgebiets sind sehr ausführlich in der dritten „Hydrogeologischen Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum“ (UVM, 1999) beschrieben. Darüber hinaus wird die Grundwasserbewirtschaftung im baden-württembergischen Teilgebiet in der Rhein-Neckar-Raum Studie (KOBUS & MÖDINGER, 2002) diskutiert. Daher sind im Folgenden nur die wesentlichen Punkte wiedergegeben.

Abbildung 7.1 zeigt die räumliche Ausdehnung des betrachteten Raumes. Dabei ist zu unterscheiden in Modellgebiet und Untersuchungsgebiet. Das Modellgebiet ist der Bereich, der durch das numerische Grundwasserströmungsmodell erfasst wird. Aufgrund der Fortschreibung des Modells liegen zwei Modelle vor (Kapitel 7.1.3). Das Untersuchungsgebiet ist der Bereich, für den die Grundwasserbewirtschaftung analysiert wird. Da die Auswertungen in der Rhein-Neckar-Raum Studie auf den baden-württembergischen Teil des alten Modellgebiets beschränkt waren, soll bei der Beschreibung der Ergebnisse hier aus Gründen der Vergleichbarkeit und Datenverfügbarkeit das Untersuchungsgebiet unverändert bleiben.

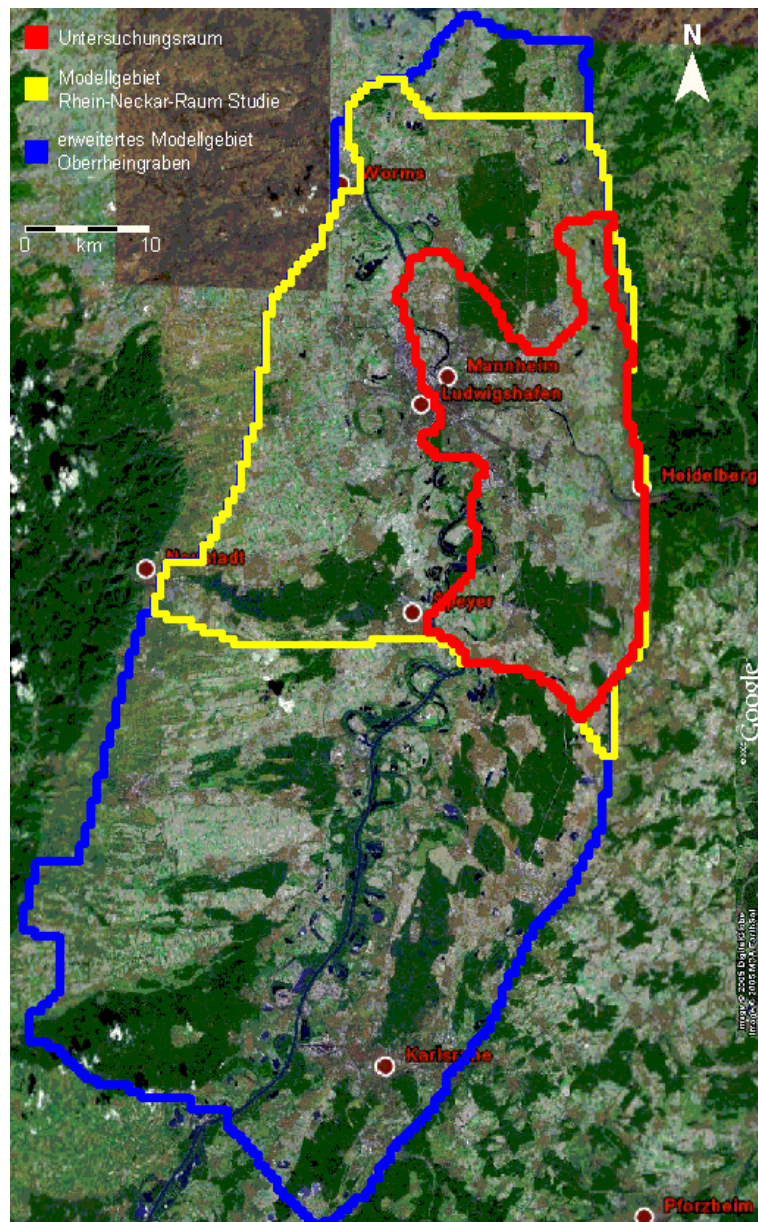


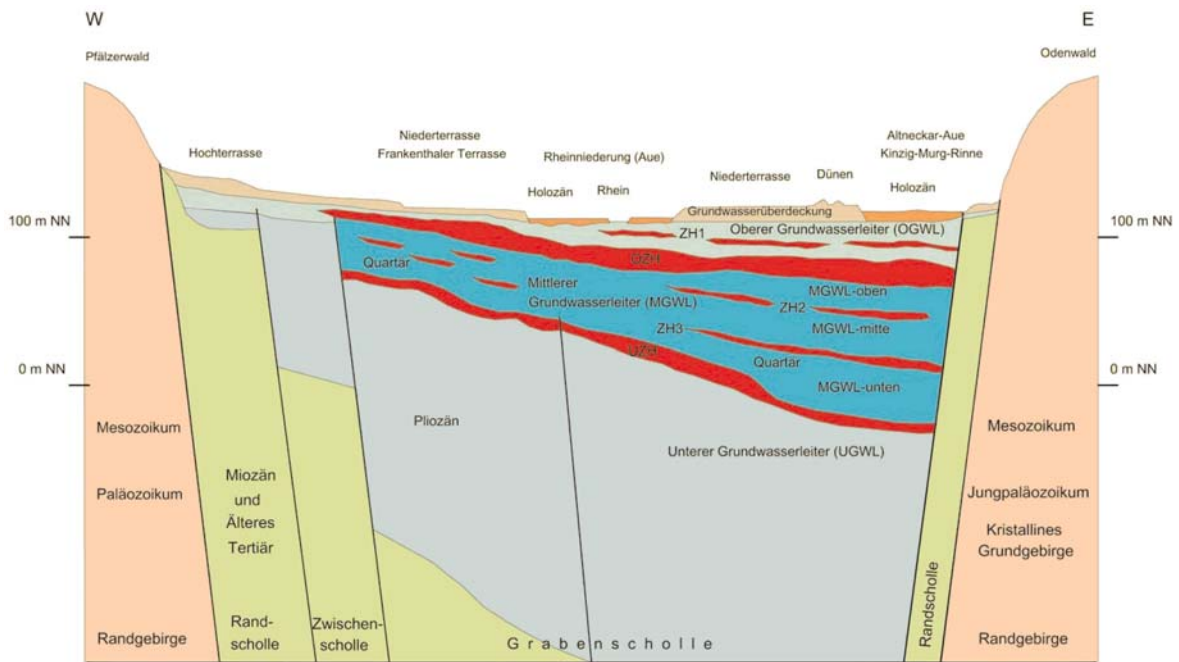
Abbildung 7.1: Abgrenzung des Modell- und Untersuchungsgebiets

### 7.1.1 Hydrogeologische Aspekte

Abbildung 7.2 zeigt schematisch die hydrogeologische Gliederung des Modellgebiets. Im Wesentlichen können drei grundwasserleitende Schichten identifiziert werden:

- Oberer Grundwasserleiter (OGWL), hauptsächlich Kiesablagerungen
- Mittlerer Grundwasserleiter (MGWL), sandig-kiesige Abfolgen
- Unterer Grundwasserleiter (UGWL), sandig-schluffige Abfolgen

Insbesondere der OGWL und MGWL sind durch Zwischenhorizonte mit überwiegend tonig-schluffig-feinsandiger Zusammensetzung durchzogen, wobei es sich dabei nicht um durchgehende Horizonte handelt sondern vielmehr um Niveauebenen, in denen gering-durchlässige Linsen mit teilweise erheblicher Erstreckung zu finden sind. Für die Grundwasserentnahmen ist vor allem auch die Neigung der Aquifere in Ost-West-Richtung interessant. So ist die Mächtigkeit des OGWL linksrheinisch (Rheinland-Pfalz) sehr gering, jedoch steht der MGWL dort sehr viel höher an als dies rechtsrheinisch (Baden-Württemberg und Hessen) der Fall ist.



**Abbildung 7.2:** Schema der hydrogeologischen Gliederung des Oberrheingrabens bei Mannheim

Die Hauptströmungsrichtung des Grundwassers ist zum Rhein hin gerichtet, wobei sich in der Rheinniederung ein Rhein-paralleler Verlauf abzeichnet. Dort ist auch ein dominanter Einfluss der Oberflächengewässer auf die Grundwasserstände festzustellen. In den rheinfernen Gebieten ist der Einfluss durch die Grundwasserneubildung infolge von Niederschlägen dominant. An der Grenze zwischen Baden-Württemberg und Hessen sowie im MGWL im Bereich Mannheim und Ludwigshafen haben die hohen Grundwasserentnahmen einen entscheidenden Einfluss auf die Grundwasserstände. Gerade aufgrund der hohen Entnahmen aus tieferen Grundwasserschichten hat sich auch ein großer Absenkungstrichter im MGWL im Bereich Mannheim-Ludwigshafen mit Druckdifferenzen zum oberflächennahen Grundwasserspiegel von bis zu 12 Metern ausgebildet.

Grundsätzlich ist die Grundwasserbeschaffenheit im oberen Grundwasserleiter stark durch die Flächennutzung bestimmt. Ausbildung und Mächtigkeit der ungesättigten Zone sowie die Beschaffenheit unterirdischer Randzuflüsse bzw. infiltrierender Oberflächengewässer können weitere Einflussfaktoren sein. Die Grundwasserqualität ist im MGWL generell besser als im OGWL. Allerdings lässt sich gebietsweise ein erheblicher Einfluss der höheren

Schadstoffkonzentrationen im OGWL auf den MGWL feststellen, insbesondere in Bereichen mit hohen Potenzialdifferenzen.

### 7.1.2 Aktuelle Bewirtschaftungssituation

Die aktuelle Bewirtschaftungssituation ist aufgrund der verfügbaren Datengrundlage der 3. HGK durch die Entnahmesituation und die hydrologischen Verhältnisse aus dem Jahr 1996 definiert. Tabelle 7.1 zeigt die Wasserbilanz für (a) den gesamten Rhein-Neckar-Raum (altes Modellgebiet) sowie für (b) den baden-württembergischen Untersuchungsraum.

**Tabelle 7.1:** Wasserbilanzen im Modellgebiet [Mio. m<sup>3</sup>/a] (aus KOBUS & MÖDINGER, 2002)

(a) Rhein-Neckar-Raum

Bilanzterm	Zufluss	Abfluss	Gesamt
Entnahmen	0.0	-163.7	-163.7
Neubildung durch Niederschlag	141.9	0.0	141.9
Austausch mit Oberflächengewässern	106.7	-121.9	-15.2
Austausch mit Nachbarländern	0.0	0.0	0.0
Randströme	43.6	-6.6	37.0
Summe	292.2	-292.2	0.0

(b) Baden-Württembergischer Untersuchungsraum

Bilanzterm	Zufluss	Abfluss	Gesamt
Entnahmen	0.0	-85.5	-85.5
Neubildung durch Niederschlag	72.8	0.0	72.8
Austausch mit Oberflächengewässern	76.1	-74.1	2.0
Austausch mit Nachbarländern	25.5	-32.7	-7.2
Randströme	17.9	0	17.9
Summe	192.3	-192.3	0.0

Beide Wasserbilanzen zeigen eine Übernutzung der verfügbaren erneuerbaren Wasserressourcen, da die Entnahme die Neubildung durch Niederschlag übersteigt. Allerdings wird die Wasserbilanz aufgrund des hohen Austausches mit Oberflächengewässern - insbesondere mit dem Rhein - stets ausgeglichen.

Im Untersuchungsraum erfolgen 62% der Entnahmen durch Öffentliche Wasserversorgungsunternehmen, 36% der Entnahmen gehen auf den industriellen Brauchwasserbedarf zurück und nur 2% entfallen auf landwirtschaftliche Beregnungsmaßnahmen. Eine ähnliche Nutzungsverteilung findet sich auch in Rheinland-Pfalz und Hessen, wobei in Hessen die Anteile für Industrie und Landwirtschaft umgekehrt sind.



Die Entnahmen in Baden-Württemberg (und in ähnlichen Verhältnissen auch in Hessen) kommen zu 55% aus dem OGWL und zu 45% aus dem MGWL, Entnahmen aus dem UGWL sind vernachlässigbar gering. Nicht jedoch im rheinland-pfälzischen Teil des (alten) Modellgebiets: Aufgrund der geringen Mächtigkeit des OGWL betragen auf der linksrheinischen Seite die Entnahmen aus dem OGWL nur 4%. Der Hauptanteil kommt dort mit 59% aus dem MGWL, die Entnahmen aus dem UGWL machen 37% aus.

Tendenziell geht sowohl der Trinkwasserbedarf als auch der Wasserbedarf für industrielle Prozesse zurück, wobei sich auch eine Konzentration der Entnahmen im Großraum Mannheim/Ludwigshafen ausmachen lässt (UVM, 1999). Die Qualität des Grundwassers im OGWL verbessert sich nur sehr langsam (LFU, 2005). Es bleibt das Problem eines erhöhten Risikos der Schadstoffverschleppung in tiefere Grundwasserstockwerke, welches sich durch die Verlagerung der Entnahmen in tiefer liegende Stockwerke seit den 1970er Jahren aufgrund der schlechten Qualität des oberflächennahen Grundwassers sowie der Oberflächengewässer entwickelt hat.

### 7.1.3 Numerisches Grundwassermodell

Im Rahmen der 3. HGK wurde ein numerisches Modell weiterentwickelt, welches zur Abschätzung der regionalen Grundwasserströmung dient, und somit auch zur Bestimmung der Grundwasserbilanzen und der Grundwasserstände verwendet werden kann. Die Basis dieses Modells ist das Grundwasserströmungsmodell MODFLOW96 (HARBAUGH & MCDONALD, 1996).

Das Modellgebiet wurde durch ein nach Norden ausgerichtetes, regelmäßiges, quadratisches Raster mit einer Rasterweite von 500 m diskretisiert. Vertikal wurden ausschließlich die grundwasserleitenden Schichten (insgesamt fünf: 1x OGWL, 3x MGWL, 1x UGWL) dargestellt. Die zeitliche Auflösung für instationäre Simulationsrechnungen ist ein Jahr.

Jüngst wurde das Modell für den Rhein-Neckar-Raum fortgeschrieben und die aktuellste Version für diese Arbeit von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) zur Verfügung gestellt. Das Modellgebiet ist im Süden um das Modell Karlsruhe - Speyer erweitert worden und hat die abgedeckte Fläche nahezu verdoppelt. Im Norden wurde nur eine geringfügige Ergänzung vorgenommen. Abbildung 7.1 zeigt die horizontale Ausdehnung des alten und neuen Modellgebiets. Die vertikale Auflösung berücksichtigt nun auch explizit die gering-durchlässigen Zwischenhorizonte, so dass insgesamt elf Schichten im Modell dargestellt werden (3x OGWL, Trennschicht, 5x MGWL, Trennschicht, 1x UGWL). Die zeitliche Auflösung wurde auf einen Monat erhöht.

Aufgrund spezieller Auswertungsmethoden durch die LfU wurde die vom Standardmodell vorgegebene Struktur der Input- und Outputdaten sowie die Berechnung des Austausches zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser grundlegend verändert. KOBUS & MÖDINGER (2002) beschreiben diese Änderungen sowie die Notwendigkeit der Rückführung auf die ursprünglichen Ein- und Ausgabeformate zur Anwendung vorhandener, frei verfügbarer Programme zur Analyse der Simulationsergebnisse. Im Zuge dieser Umstellung

wurde das Modell auch an die Version MODFLOW2000 (HARBAUGH, 2000) angepasst, um so auf verschiedene Ergänzungsprogramme der MODFLOW-Programmfamilie zurückgreifen zu können. Die Ergebnisse mit der neuen Version waren identisch mit denen des ursprünglichen LfU-Modells. Aufgrund dieser Erfahrungen wurde in dem Entscheidungsunterstützungssystem die Schnittstellen zum Grundwasserströmungsmodell und weiteren Auswertungsprogrammen auf die Version MODFLOW2000 ausgerichtet.

Auch das fortgeschriebene Modell wurde mit MODFLOW96 realisiert und beinhaltet ebenso die LfU-spezifischen Modifikationen. Zudem sind zwei neue Stress-Packages hinzugekommen, die in dieser Form jedoch nicht auf MODFLOW2000 übertragen werden konnten:

- Das LAK-Package, welches Seen berücksichtigt, unterscheidet sich in beiden MODFLOW-Versionen so fundamental (LAK2 und LAK3), dass eine adäquate Berücksichtigung der Seen im neu angepassten Modell nicht möglich war.
- Das STR-Package zur Abbildung dynamischer Oberflächengewässer weist im Code eine Unstimmigkeit auf, die aufgrund der rechnerabhängigen Kompilierung im lauffähigen Original-Modell keine weiteren Auswirkungen mit sich gebracht hat. Im angepassten Modell entstand jedoch ein Laufzeitfehler, der zwar in geeigneter Weise abgefangen werden konnte, so allerdings nicht mehr identische Resultate lieferte.

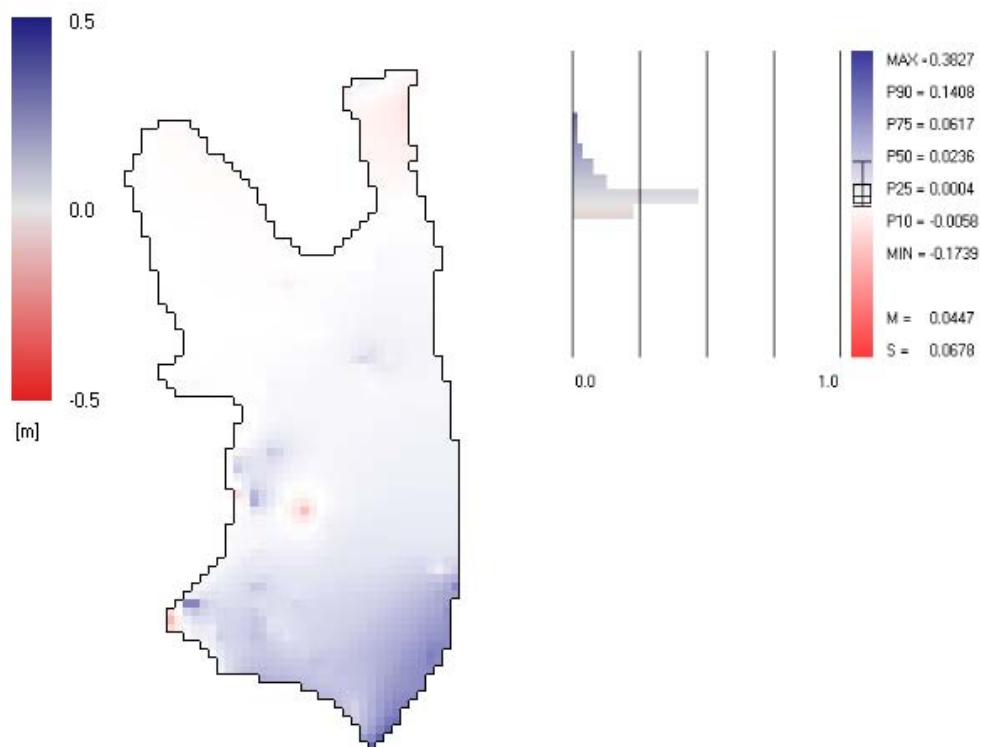
Aufgrund der Schnittstellenentwicklung für das DSS war es jedoch unabdingbar, die Modellversion zu ändern. Ein Vergleich der Modellergebnisse hat geringfügige Unterschiede der beiden Modelle im Untersuchungsraum gezeigt. Beispielhaft sind in Abbildung 7.3 die Unterschiede der Grundwasserstände im stationären Fall für das Szenario *Zustand STATUS QUO* dargestellt. Aufgrund der Nicht-Behandlung der Seen können die Wasserbilanzen beider Modelle nicht direkt miteinander verglichen werden. Allerdings stimmt die Relation der einzelnen Wasserbilanzterme sehr gut überein (Tabelle 7.2). Die Differenzen bei den Brunnenentnahmen und den Randzuflüssen ergeben sich aus deren unterschiedlichen Behandlung in den beiden Modellen.

Letztendlich spielen geringe Unterschiede zwischen beiden Modellen bei der Bewertung auch keine entscheidende Rolle, da es bei einem Vergleich unterschiedlicher Grundwasserbewirtschaftungsstrategien zwar auch um absolute Zustände geht, allerdings sind die relativen Unterschiede maßgeblich, so dass trotz gewisser Diskrepanzen grundsätzliche Aussagen zur Grundwasserbewirtschaftung gemacht werden können.

Aufgrund der Datenverfügbarkeit umfasst der Betrachtungszeitraum der Simulationsrechnungen mit dem neuen Modell die Jahre 1982 - 1996. Die Rechenzeit für einen instationären Lauf über den kompletten Zeitraum beträgt auf einem Pentium 4 Rechner mit 3.0 GHz und 1024 MB RAM ca. 12 - 13 Stunden.

**Tabelle 7.2:** Vergleich der Wasserbilanzen für das Szenario *Zustand STATUS QUO* bei stationärer Simulation mit dem LfU-Modell und dem modifizierten Modell

Bilanzterm [l/s]	Ursprüngliches LfU-Modell (MODFLOW96)			Angepasstes Modell (MODFLOW2000)		
	Zufluss	Abfluss	Summe	Zufluss	Abfluss	Summe
Brunnenentnahmen	0.00	-9.70	<b>-9.70</b>	0.00	-9.67	<b>-9.67</b>
Austausch mit Oberflächengewässern						
- RIV-Package (statische Abflüsse)	5.29	-11.32	<b>-6.03</b>	5.31	-11.48	<b>-6.17</b>
- STR-Package (dynamische Abflüsse)	5.99	-7.61	<b>-1.62</b>	4.67	-6.16	<b>-1.49</b>
- LAK-Package (Seen)	1.19	-1.20	<b>-0.01</b>	-	-	-
Randzuflüsse	2.82	-0.01	<b>2.81</b>	2.84	-0.06	<b>2.78</b>
Neubildung durch Niederschlag	14.81	-0.26	<b>14.55</b>	14.81	-0.26	<b>14.55</b>
Summe	30.10	-30.10	<b>0.00</b>	27.63	-27.63	<b>0.00</b>

**Abbildung 7.3:** Differenzen der Grundwasserstände für das Szenario *Zustand STATUS QUO* im OGWL bei Vergleich der Modellergebnisse zwischen neuem LfU-Modell und dem modifizierten Modell (links: räumliche Verteilung, rechts: statistische Verteilung)

## 7.2 Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung

Aufgrund der unterschiedlichen Relevanz der in Kapitel 4 aufgestellten Hypothesen für die Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum werden im Folgenden ausgewählte Hypothesen exemplarisch zur Bewertung der Grundwassersituation herangezogen (vgl. Tabelle 4.1). Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf das Szenario *Zustand STATUS QUO*, welches die aktuelle Bewirtschaftungssituation darstellt und einen der beiden Vergleichszustände repräsentiert.

### 7.2.1 Auswertung der Hypothesen

Kapitel 7.2.1.1 bietet eine Zusammenfassung der Ergebnisse in graphischer (Abbildung 7.4 - Abbildung 7.13) und tabellarischer Form (Tabelle 7.3). In den darauf folgenden Abschnitten 7.2.1.2 - 7.2.1.11 werden die Bewertungen der einzelnen Hypothesen diskutiert und wesentliche Einflussfaktoren für die Bewertung aufgezeigt.

#### 7.2.1.1 Zusammenfassung

**Tabelle 7.3:** Übersicht Bewertung der Hypothesen

#*	Hypothese	allgemeine Zufriedenheit	Bemerkungen
3	Schwankungsbreite vertikaler Austausch	sehr gering	vertikaler Austausch weitgehend anthropogen beeinflusst, hydrologische Einflüsse nur lokal dominant
4	vertikale Schadstoffverschleppung	sehr gering - sehr hoch (meist gering)	lokal sehr differenzierte Verhältnisse bezüglich vertikalem Austausch und Grundwasserqualität
5	nasse Keller	hoch - sehr hoch	erhöhtes Vernässungspotenzial entlang der Oberflächengewässer
6	Setzungen	ambivalent - hoch	erhöhtes Setzungspotenzial in den Rheinauen nördlich von Mannheim sowie in Gebieten nördlich des Neckars
7	Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	sehr gering - ambivalent (meist sehr gering)	anthropogener Einfluss gering, hydrologische Verhältnisse dominant
8	Schwankungen Grundwasserstand	ambivalent - sehr hoch (meist ambivalent)	sehr gute Bedingungen in den Rheinauen
9	Abweichung vom langjährigen Grundwasserstand	sehr gering - ambivalent (meist sehr gering)	weitgehend stabile Verhältnisse nur in den Rheinauen
10	Mindestwasserabfluss	sehr gering / hoch	Austauschkoeffizienten der Oberflächengewässer maßgeblich
11	Schwankungsbreite Austausch Grundwasser – Oberflächengewässer	hoch - sehr hoch	weitgehend stabile Verhältnisse
12	Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer	sehr hoch	Austausch folgt meist dem Schadstoffgradienten (von hoch nach gering belastet)

\* Nummer der Hypothese im Text

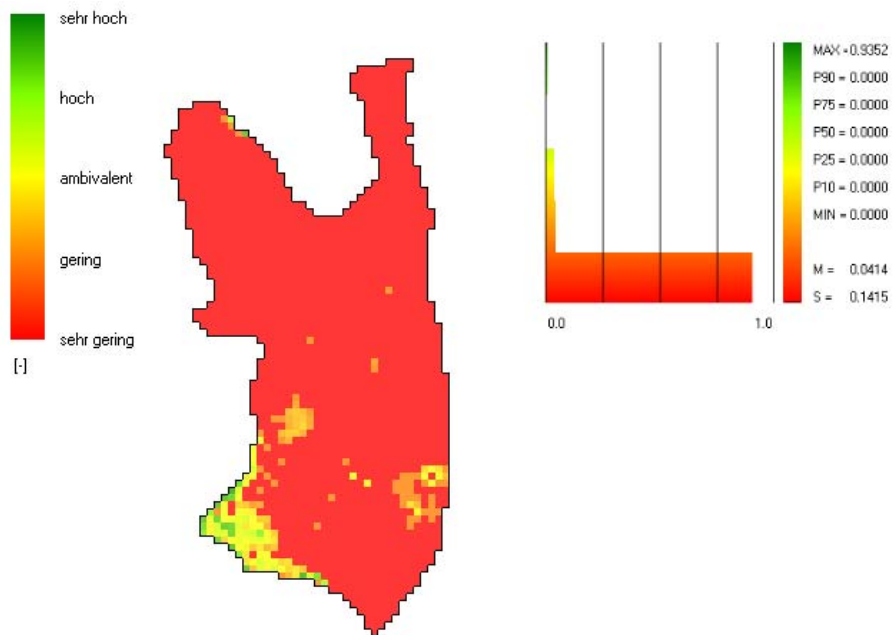


Abbildung 7.4: Zufriedenheit mit Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch)

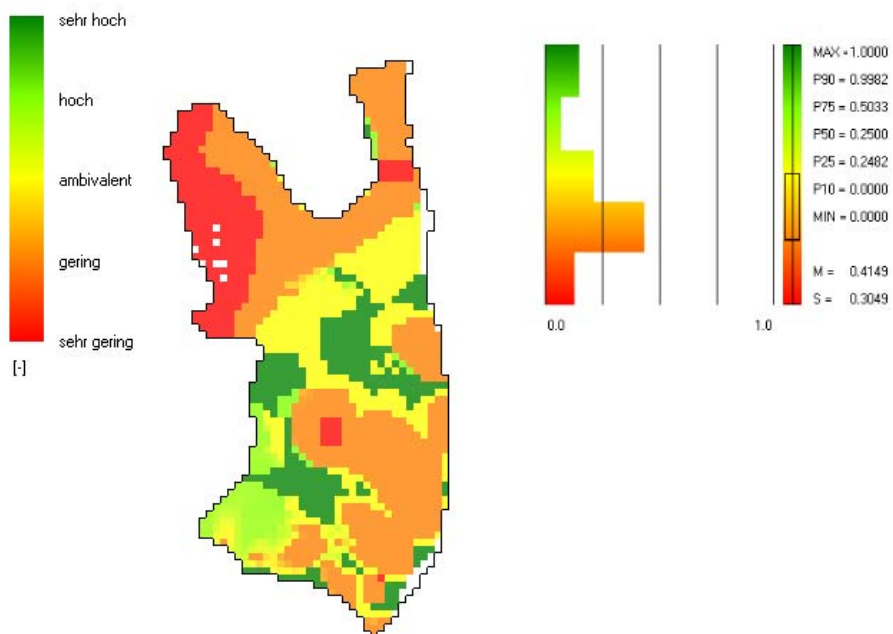


Abbildung 7.5: Zufriedenheit mit Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung)

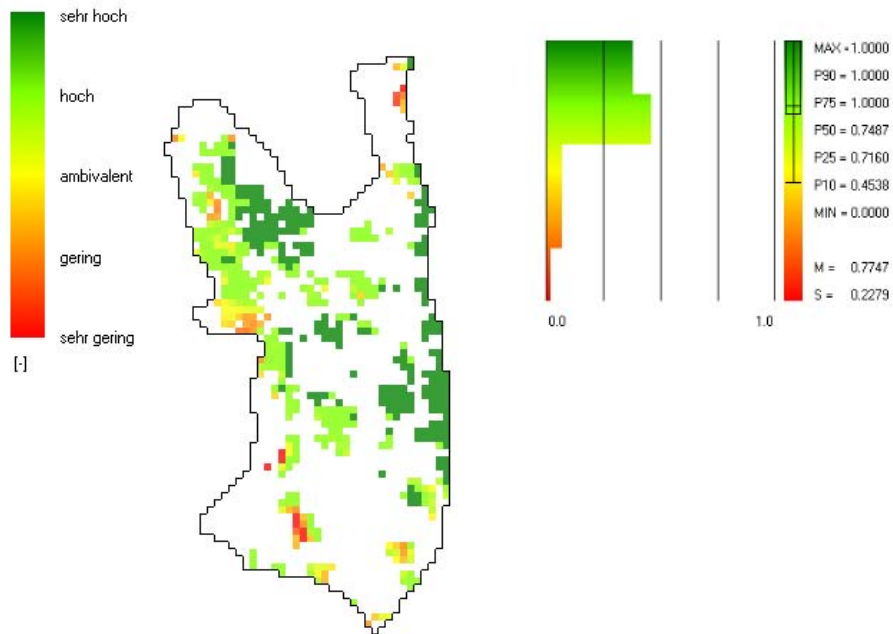


Abbildung 7.6: Zufriedenheit mit Hypothese 5 (nasse Keller)

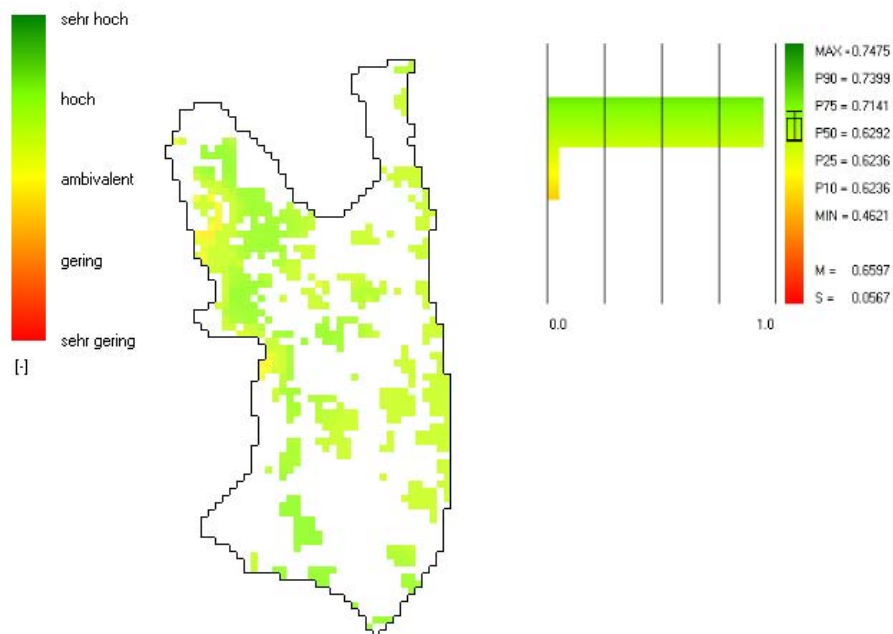


Abbildung 7.7: Zufriedenheit mit Hypothese 6 (Setzungen)

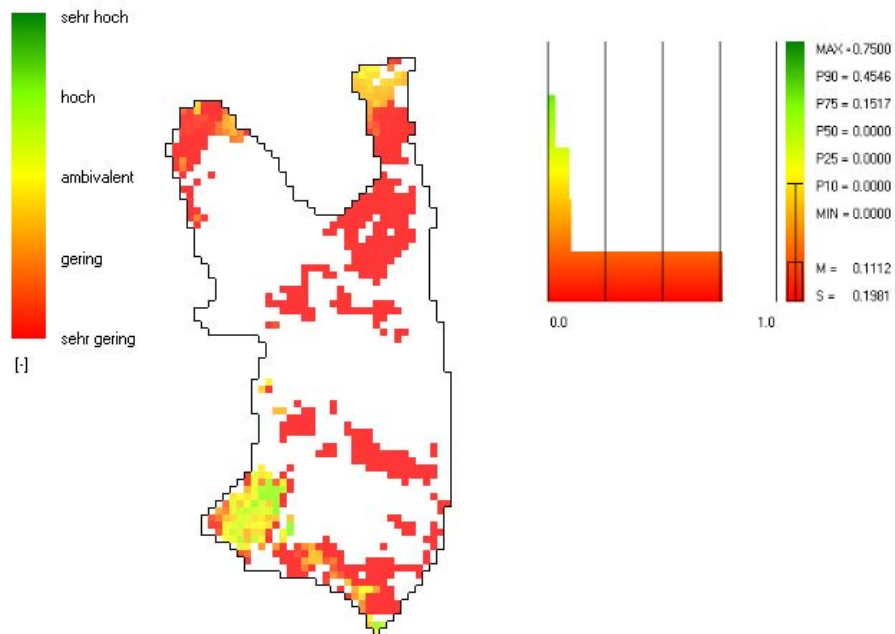


Abbildung 7.8: Zufriedenheit mit Hypothese 7 (Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen)

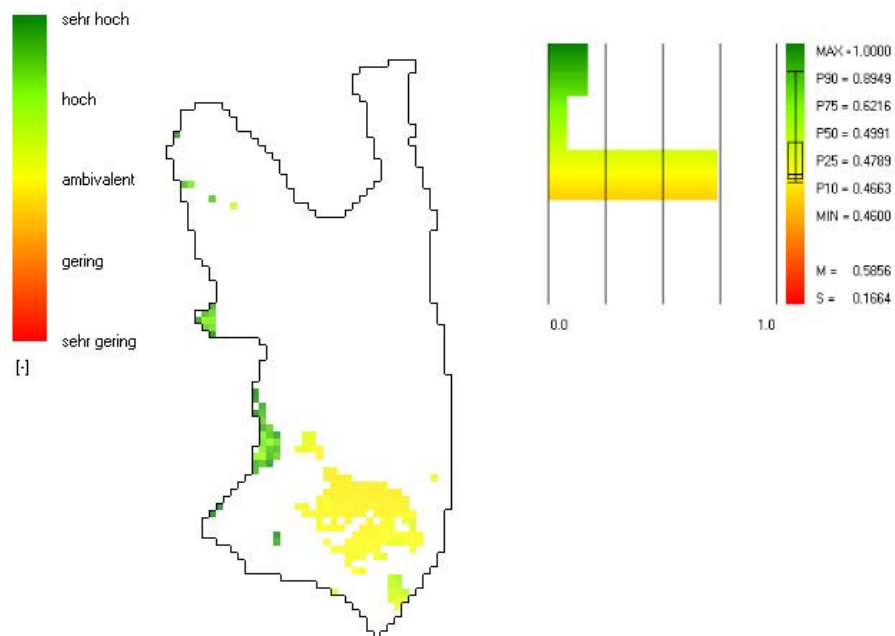


Abbildung 7.9: Zufriedenheit mit Hypothese 8 (Schwankungen Grundwasserstand)

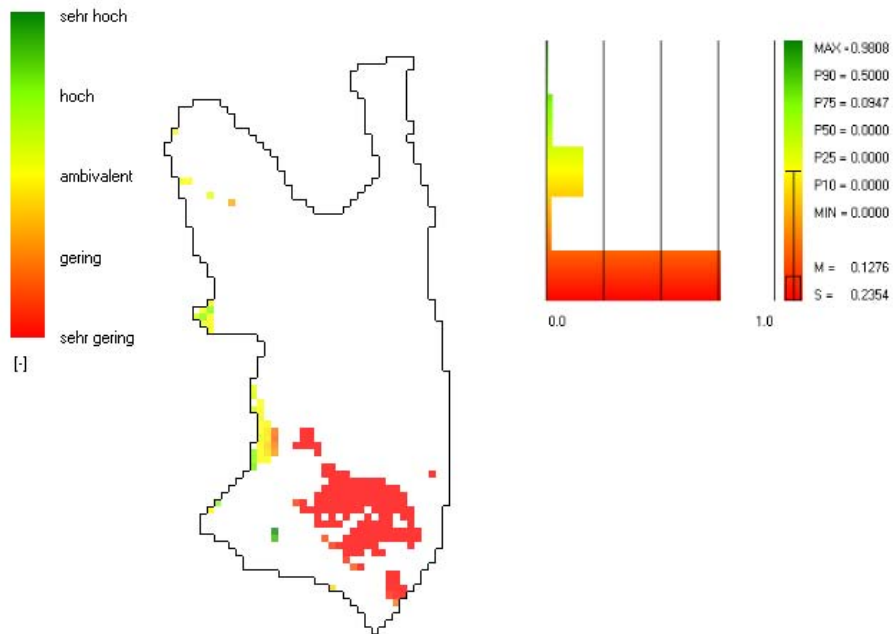


Abbildung 7.10: Zufriedenheit mit Hypothese 9 (Abweichung vom langjährigen Grundwasserstand)

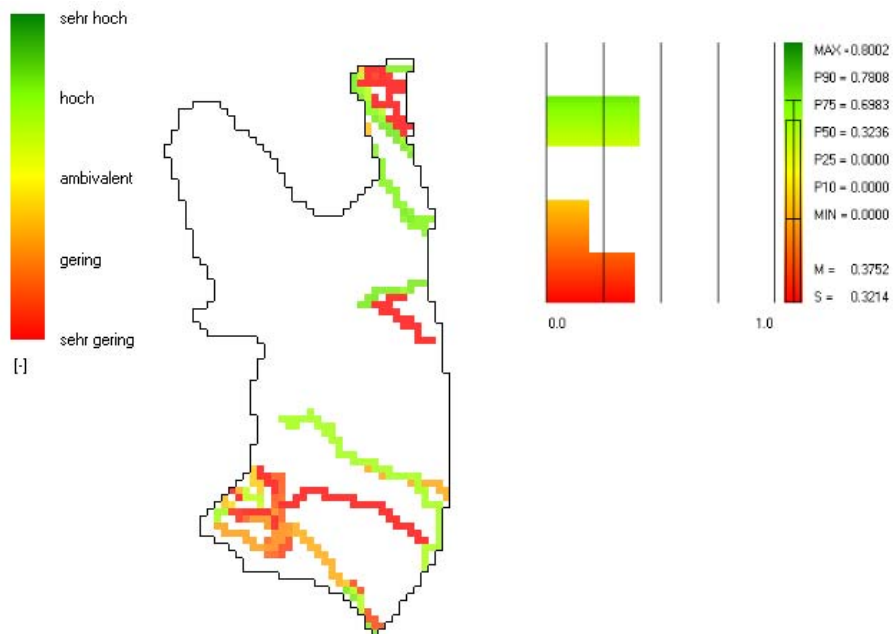


Abbildung 7.11: Zufriedenheit mit Hypothese 10 (Mindestwasserabfluss)



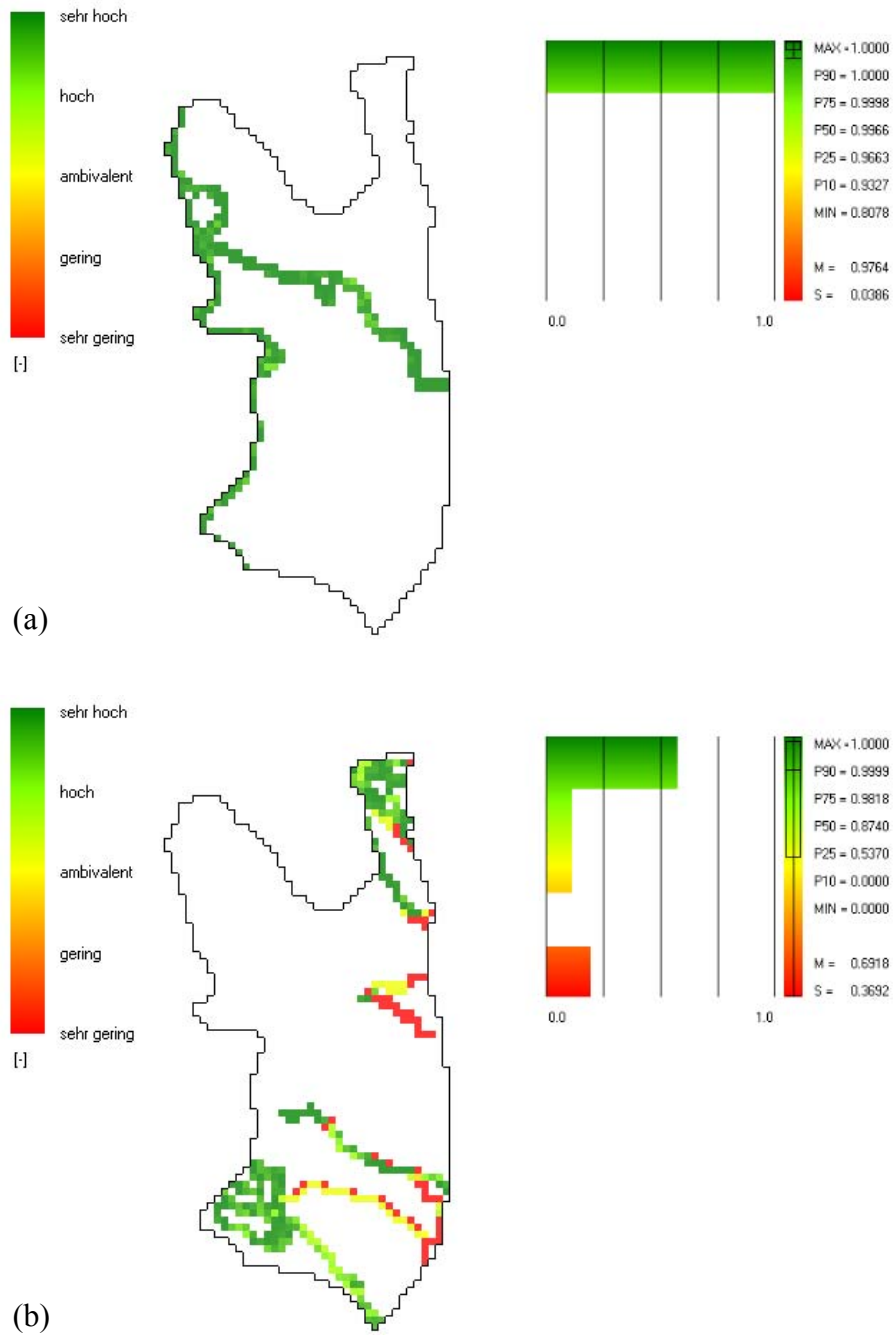
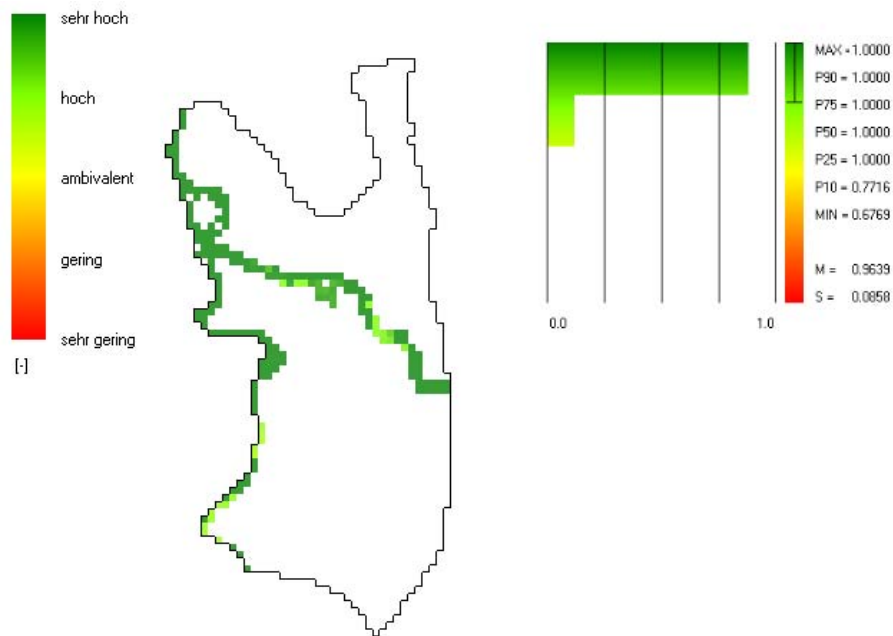


Abbildung 7.12: Zufriedenheit mit Hypothese 11 (Schwankungsbreite Austausch Grundwasser - Oberflächengewässer), (a) RIV-Package, (b) STR-Package

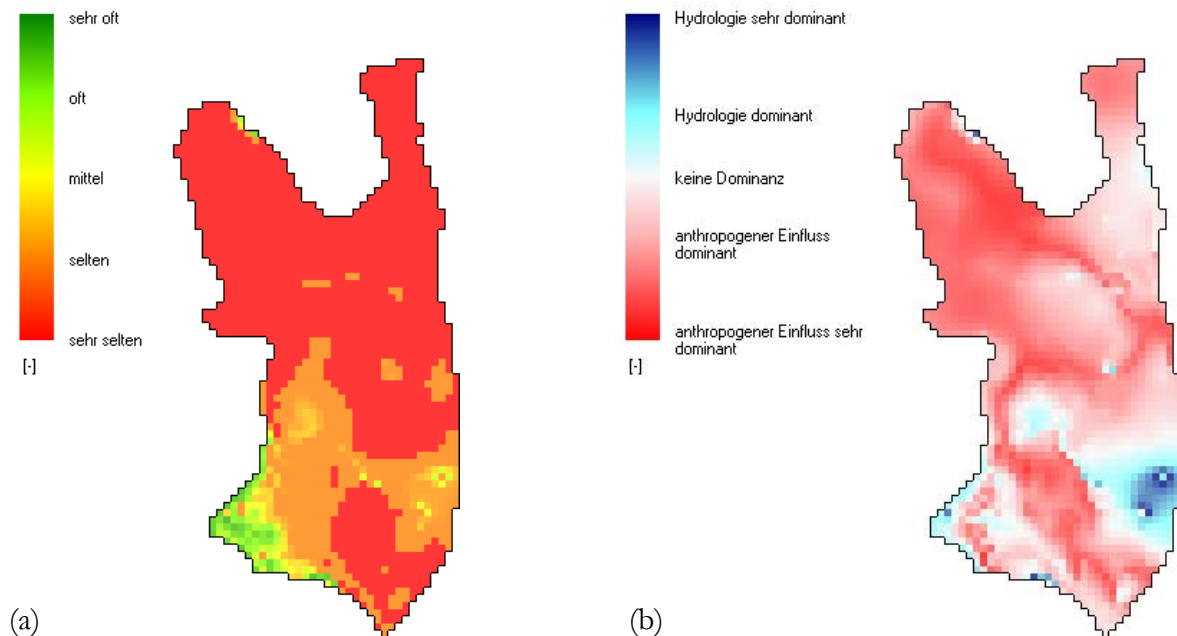


**Abbildung 7.13:** Zufriedenheit mit Hypothese 12 (Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer)

### 7.2.1.2 Hypothese 3

*Die vertikalen Austauschraten müssen im Rahmen der hydrologisch bedingten Schwankungsbreite der natürlichen vertikalen Austauschraten liegen.*

Die natürlichen vertikalen Austauschraten bestimmen sich aus dem Szenario *Zustand NULL*, das den möglichst naturnahen Zustand repräsentieren soll. Es ist zu erwarten, dass sich durch die Grundwasserentnahmen die Strömungssituation grundlegend ändert. Zwangsläufig ergibt sich durch Entnahmen aus tieferen grundwasserführenden Schichten eine Änderung der vertikalen Austauschraten, da stets eine ausgeglichene Wasserbilanz des Aquifers angestrebt wird. Abbildung 7.14a zeigt, dass in weiten Teilen des Betrachtungsraums die vertikalen Austauschraten grundlegend beeinflusst sind. Die Sensitivitätsanalyse der Modellreaktionen bestätigt diese Analyse (Abbildung 7.14b): die wenigen Bereiche, in denen der vertikale Austausch zwischen OGWL und MGWL maßgeblich von den hydrologischen Rahmenbedingungen beeinflusst wird, sind deckungsgleich mit den weitgehend unveränderten vertikalen Austauschraten. Die Zufriedenheit mit der Erfüllung dieser Hypothese ist dementsprechend sehr gering (Abbildung 7.4).



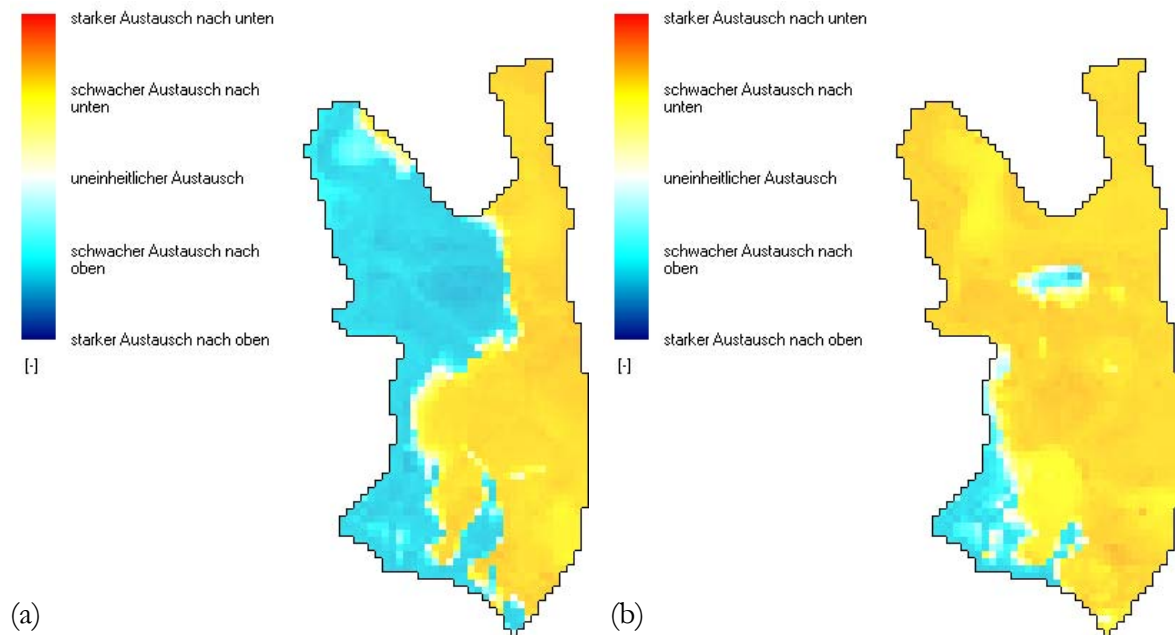
**Abbildung 7.14:** Analyse der vertikalen Austauschraten: (a) Häufigkeit, wie oft keine bzw. eine minimale Änderung der vertikalen Austauschrate über den Betrachtungszeitraum festgestellt wurde, (b) Dominanzbereiche bezüglich dem vertikalen Austausch zwischen OGWL und MGWL

### 7.2.1.3 Hypothese 4

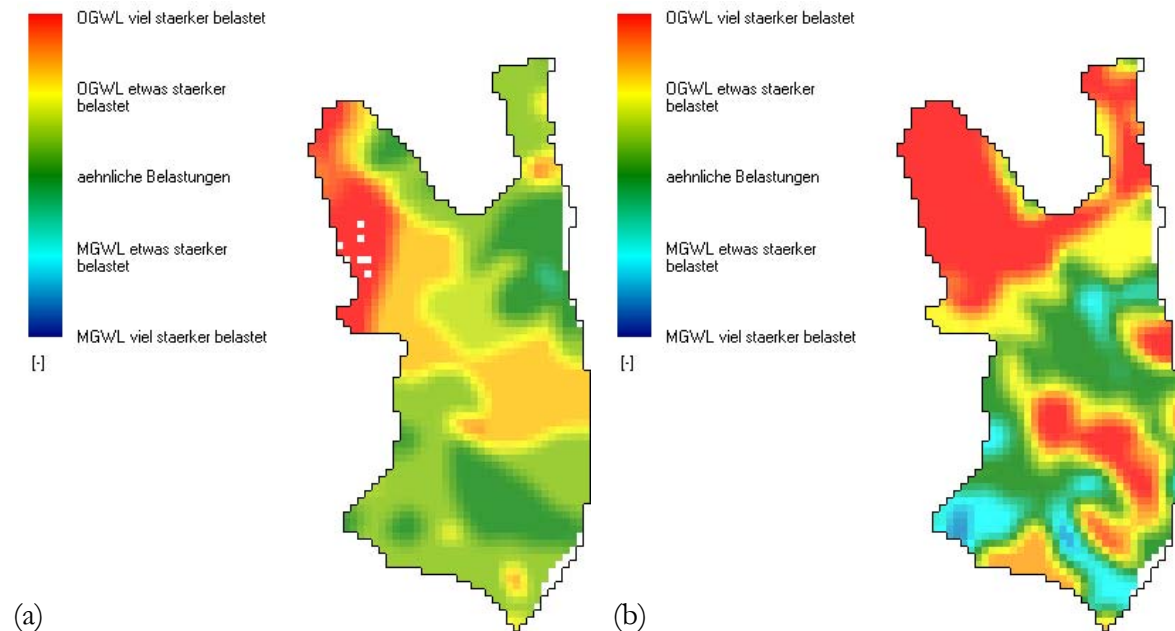
*Eine Schadstoffverschleppung in geringer belastete Grundwasserstockwerke ist zu vermeiden.*

Aus Gründen der Verfügbarkeit konnte die Grundwasserqualität bei den Simulationsrechnungen nicht durch ein eigenständiges Modell berücksichtigt werden. Zur Veranschaulichung wurden die aus der 3. HGK bekannten und flächenhaft für den OGWL und MGWL vorliegenden Chlorid- und Sulfatgehalte als Qualitätsparameter verwendet. Diese wurden als konstant über den gesamten Betrachtungszeitraum angenommen.

Abbildung 7.15 zeigt, wie sich der vertikale Austausch durch die Entnahmen gegenüber dem naturnahen Zustand geändert hat. Es lässt sich eine großräumige Umkehr der ursprünglichen vertikalen Austauschrichtung im Betrachtungsraum feststellen. Darüber hinaus wird ein natürlicher Zustrombereich zu tiefer liegenden Grundwasserschichten im östlichen Modellrandgebiet deutlich. Unter Berücksichtigung der Qualitätsparameter (Abbildung 7.16) ergeben sich räumlich differenzierte Gefährdungspotenziale für eine Verschleppung von Schadstoffen bzw. im Umkehrschluss eine Zufriedenheit mit der Erfüllung der Hypothese (Abbildung 7.5). Eine Gefährdung liegt insbesondere in den Rheinniederungen um und unterstrom von Mannheim vor. Hier sind die Belastungen des oberflächennahen Grundwasserleiters aufgrund der intensiven Nutzung und Verschmutzung durch die Industrie sehr hoch bei gleichzeitig verstärktem vertikalen Austausch in tiefer liegende Schichten aufgrund der erhöhten Entnahmen aus den unteren Stockwerken.



**Abbildung 7.15:** Vertikaler Austausch zwischen OGWL und MGWL: (a) naturnaher Zustand, (b) aktuelle Bewirtschaftung



**Abbildung 7.16:** Grundwasserqualitätsunterschiede zwischen OGWL und MGWL: (a) Chloridkonzentrationen, (b) Sulfatkonzentrationen

#### 7.2.1.4 Hypothese 5

*Nasse Keller sind nicht akzeptabel.*

Zur Beurteilung dieser Hypothese ist unter anderem der mittlere Flurabstand ein wichtiges Kriterium. Für Flurabstände bis zu 1 m ist der Grundwasserstand grundsätzlich als *zu hoch* einzustufen, *hoch* ist er immer noch für Flurabstände bis zu 3 m. Die vorherrschenden Verhältnisse sind ab 4 m *akzeptabel*, ab 6 m *unbedenklich* (Abbildung 7.17). Diese Werte sind nur grobe Richtwerte, die eine erste Abschätzung zulassen, zumal die tatsächlichen maximalen Grundwasserstände auf Basis von Monatswerten nicht erfasst werden können. Zur Beurteilung der Zufriedenheit mit dieser Hypothese (Abbildung 7.6) wird auch der minimal auftretende Flurabstand berücksichtigt, da dieser letztendlich die schlechtesten auftretenden Verhältnisse repräsentiert. Es zeigt sich, dass insbesondere entlang der Oberflächengewässer ein erhöhtes Potenzial der Vernässung von Kellergeschossen besteht.

#### 7.2.1.5 Hypothese 6

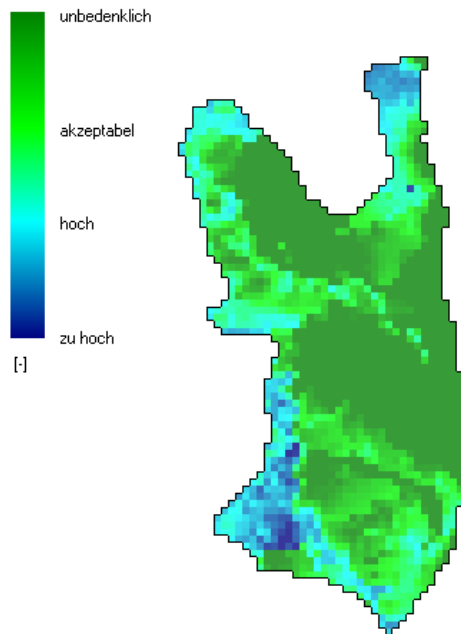
*Setzungsrisse sind nicht akzeptabel.*

Wichtigster Parameter zur Abschätzung der Setzungsgefährdung ist die maximale Schwankungsbreite des Grundwasserstandes. Je größer die Schwankungsbreite, desto größer ist die Gefahr, dass es durch die Entwässerung des Korngerüsts zu Setzungen kommen kann. Unter Berücksichtigung dieses Gefahrenpotenzials (Abbildung 7.18) und der Siedlungsstandorte lassen sich wie schon bei Hypothese 5 die Rheinniederungen nördlich von Mannheim als besonders anfällige Region identifizieren (Abbildung 7.7).

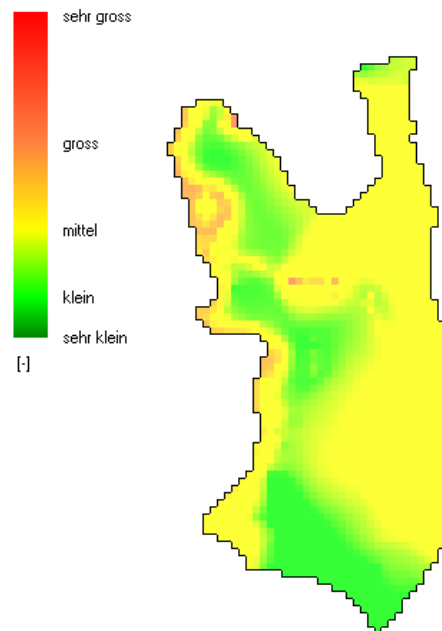
#### 7.2.1.6 Hypothese 7

*Eine Änderung des Grundwasserspiegels unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ist nur dann zulässig, wenn sich dadurch die Standortbedingungen unter Berücksichtigung der Vegetationsperiode nicht wesentlich verschlechtern.*

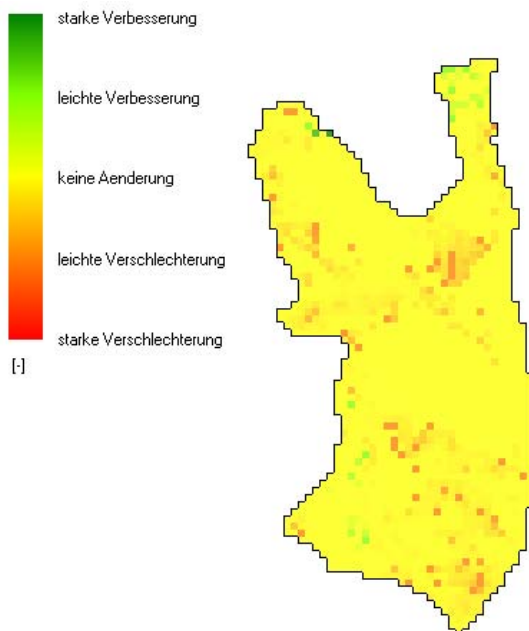
Abbildung 7.19 zeigt, dass sich die Standortbedingungen für landwirtschaftliche Nutzungen durch die Grundwasserbewirtschaftung tendenziell verschlechtern. Dies ist dadurch zu erklären, dass der Flurabstand in weiten Teilen des Betrachtungsraumes schon sehr groß und teilweise an der Grenze zum Verlust des Grundwasseranschlusses der Pflanzen befindet. Eine weitere Absenkung bedeutet eine Verschärfung der Situation. Unberücksichtigt bei dieser Betrachtung bleibt die künstliche Bewässerung der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Gerade in den unzureichend bewerteten Bereichen in der Nähe des Neckars (Abbildung 7.8) befinden sich eine Vielzahl von Bewässerungsbrunnen.



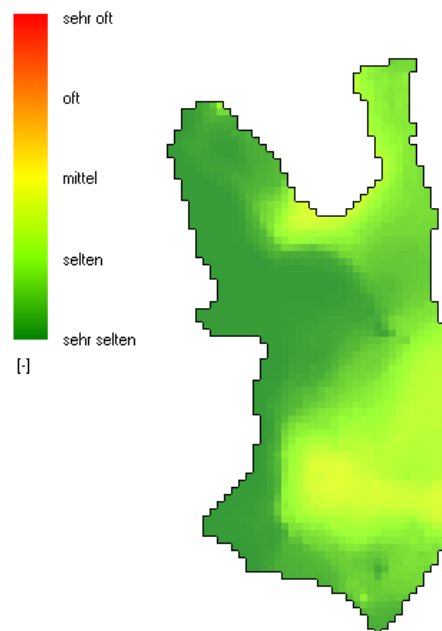
**Abbildung 7.17:** Einschätzung des Grundwasserstandes für die Gefährdung von Kellergeschossen anhand des mittleren Flurabstands



**Abbildung 7.18:** Einschätzung der Schwankungsbreite des Grundwasserstands bezüglich Setzungsgefährdung



**Abbildung 7.19:** Momentaufnahme der Veränderung der Standortverhältnisse bezüglich Eignung für landwirtschaftliche Nutzungen



**Abbildung 7.20:** Häufigkeit, wie oft keine Änderung der charakteristischen Schwankungen des Grundwasserstands festgestellt wurde

### 7.2.1.7 Hypothese 8

*Die charakteristischen Schwankungen des Grundwasserstands dürfen nicht maßgeblich gestört werden.*

Die Häufigkeit, mit der Änderungen der charakteristischen Schwankungen des Grundwasserstandes festgestellt werden können, ist in Abbildung 7.20 dargestellt. Die Bereiche ohne wesentliche Änderungen liegen im Dominanzbereich der hydrologischen Randbedingungen (vgl. Abbildung 7.21b). Daher ergibt sich auch eine ambivalente bis negative Einschätzung der Standortbedingungen für den Schwetzingener Hardtwald, in dem bereits schon von verschiedenen Waldschäden vermutlich aufgrund des Wasserhaushalts berichtet worden ist (KOBUS & MÖDINGER, 2002). Die Auenwaldstandorte entlang des Rheins finden dagegen nahezu optimale Verhältnisse bezüglich der Grundwasserstandsänderungen vor (Abbildung 7.9).

### 7.2.1.8 Hypothese 9

*Der mittlere jährliche Grundwasserstand darf nur geringfügig vom mittleren langfristigen Grundwasserstand abweichen.*

Abbildung 7.21 zeigt, dass der Grundwasserstand im OGWL im Bereich der großen Oberflächengewässer weitgehend auch von diesen dominiert wird, so dass dort keine entnahmebedingten Abweichungen erkennbar sind. In den anderen Gebieten ist der Einfluss der Bewirtschaftung schon ausreichend groß, um eine deutliche Abweichung des Grundwasserstands von dessen langfristigen Entwicklung feststellen zu können. Da der Wald im Schwetzingener Hardt noch nicht im grundwasserunabhängigen Bereich liegt, fällt die Zufriedenheit mit dieser Hypothese dort entsprechend gering aus (Abbildung 7.10).

### 7.2.1.9 Hypothese 10

*Der Mindestwasserabfluss in Oberflächengewässern darf nicht unterschritten werden.*

Die Zufriedenheit mit dieser Hypothese (Abbildung 7.11) wird maßgeblich durch die unterschiedlichen Austauschkoefizienten zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser bestimmt. In Abhängigkeit dieser Koeffizienten reagieren die Oberflächengewässer entsprechend schnell oder langsam auf Änderungen der Grundwasserstände. Zudem muss man unterscheiden, ob niedrige Abflüsse durch die oberstromige Randbedingung vorgegeben werden oder ob sie aus der Interaktion mit dem Grundwasser resultieren, wobei sich letztendlich die oberstromige Randbedingung auch durch die Interaktion mit dem Grundwasser zum Beispiel durch die Quellschüttung ergibt. Die tendenziell schlechter bewerteten Oberflächengewässer weisen hier die höheren Austauschkoefizienten auf.

#### 7.2.1.10 Hypothese 11

*Die charakteristischen Schwankungen des Austausches zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern sollen weitgehend erhalten werden.*

Aufgrund der unterschiedlichen Behandlung verschiedener Oberflächengewässer mit dem Grundwasserströmungsmodell ist die Zufriedenheit mit dieser Hypothese durch zwei Karten dargestellt (Abbildung 7.12). Die großen Oberflächengewässer Rhein und Neckar werden mit dem River-Package (RIV) behandelt, d.h. die Wasserstände in den beiden Gewässern sind extern ermittelt worden und für die Grundwasserströmungssimulation fest vorgegeben. Die kleineren Oberflächengewässer werden mit Hilfe des Streamflow-Package (STR), einem einfachen eindimensionalen Abflussmodell, dynamisch zur Laufzeit der Simulation berechnet.

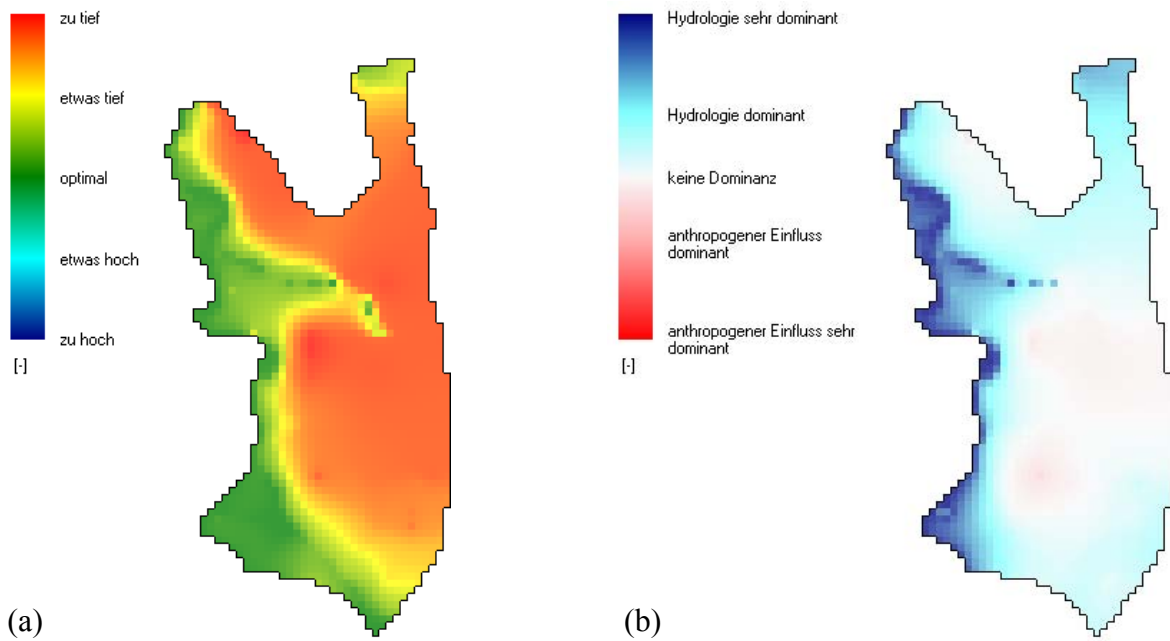
Aus der zweigeteilten Darstellung lassen sich zwei wesentliche Erkenntnisse bezüglich der Interaktion mit Oberflächengewässern ablesen. Zum einen wird deutlich, dass der Austausch mit großen Oberflächengewässern im Wesentlichen durch die Abflusspegel bestimmt ist. Bei kleineren Gewässern spielt weder der Abflusspegel noch der Grundwasserstand eine dominante Rolle (obwohl die Austauschrichtung durch die Differenz dieser beiden Wasserstände bestimmt ist). Vielmehr ist der Austauschkoeffizient maßgeblich für die Größe des Austausches zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern.

#### 7.2.1.11 Hypothese 12

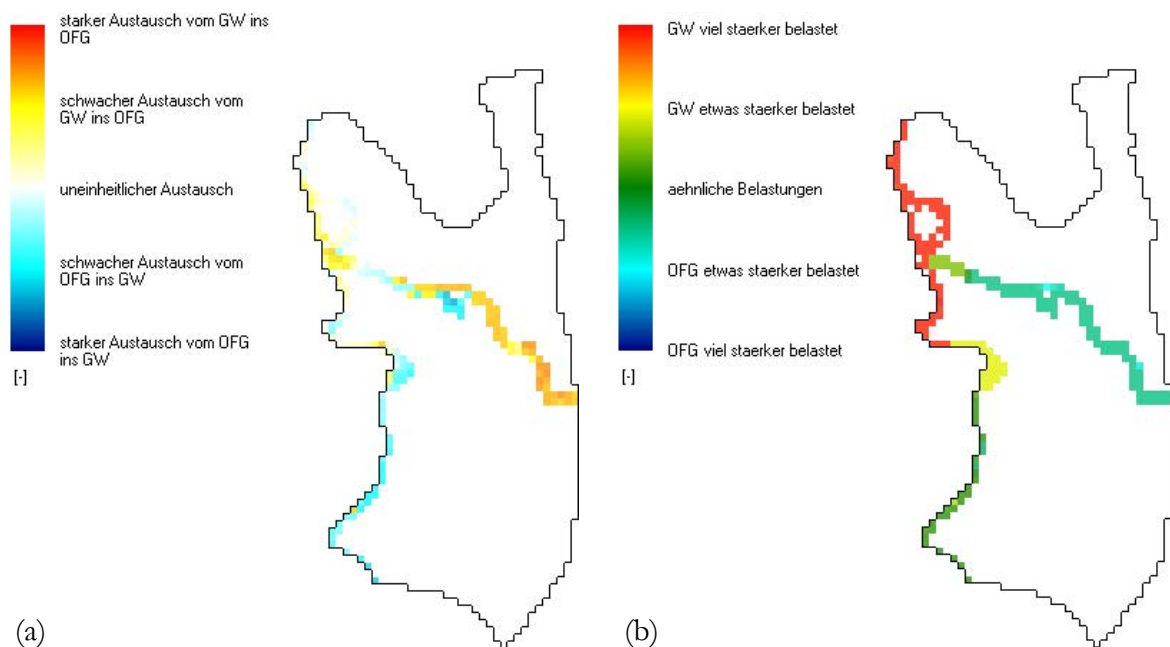
*Eine Schadstoffverschleppung in geringer belastete Wasserkörper ist zu vermeiden.*

In Analogie zu Hypothese 4 wird hier nun die Schadstoffverschleppung zwischen Oberflächengewässern und dem Grundwasser berücksichtigt. Dabei werden nur die großen Oberflächengewässer Rhein und Neckar betrachtet und die Belastungen der Oberflächengewässer aufgrund des Fehlens eines Qualitätsmodells als konstant über den Betrachtungszeitraum angenommen. Unter Berücksichtigung des Austausches und der Qualitätsunterschiede (Beispiel Chlorid in Abbildung 7.22) ergibt sich eine sehr hohe Zufriedenheit mit der Hypothese (Abbildung 7.13).





**Abbildung 7.21:** Sensitivität des Grundwasserstands: (a) Abweichung des mittleren Grundwasserstands vom natürlichen langjährigen Mittel, (b) Dominanzbereiche bezüglich des Grundwasserstands im OGWL



**Abbildung 7.22:** Austausch und Wasserqualitätsunterschiede zwischen OGWL und MGWL, (a) Austausch, (b) Wasserqualitätsunterschiede am Parameter Chlorid

## 7.2.2 Auswertung der Anspruchsgruppen

### 7.2.2.1 Zusammensetzung der Anspruchsgruppen

Wie in Abbildung 3.1 dargestellt, ergibt sich die Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht einer Anspruchsgruppe durch die Auswahl der Hypothesen, welche die jeweiligen Bedürfnisse bzw. Anforderungen der Anspruchsgruppe repräsentieren. Diese können dabei auch gruppiert und unterschiedlich gewichtet werden (vgl. Kapitel 5.1.5).

Nachfolgende Tabelle 7.4 gibt eine Übersicht über die verwendeten Hypothesen sowie die jeweils zugeordneten *Driving Forces*, also einer Einschätzung über die Bedeutung der Hypothese hinsichtlich ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Belange. Die hier gewählten Bedeutungsgrade sind der jeweiligen zu Grunde liegenden Situation anzupassen.

**Tabelle 7.4:** Übersicht *Driving Forces* der Hypothesen

#*	Hypothese	Ökologie	Ökonomie	Gesellschaft
3	Schwankungsbreite vertikaler Austausch	sehr wichtig	wenig bedeutend	wenig bedeutend
4	vertikale Schadstoffverschleppung	sehr wichtig	wichtig	zu beachten
5	nasse Keller	unbedeutend	wichtig	sehr wichtig
6	Setzungen	unbedeutend	wichtig	sehr wichtig
7	Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	wenig bedeutend	wichtig	wichtig
8	Schwankungen Grundwasserstand	sehr wichtig	zu beachten	zu beachten
9	Abweichung vom langjährigen Grundwasserstand	sehr wichtig	unbedeutend	zu beachten
10	Mindestwasserabfluss	sehr wichtig	unbedeutend	zu beachten
11	Schwankungsbreite Austausch Grundwasser – Oberflächengewässer	sehr wichtig	wenig bedeutend	zu beachten
12	Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer	zu beachten	wichtig	zu beachten

\* Nummer der Hypothese im Text

Den unterschiedlichen Bedeutungsgraden werden numerische Werte zugeordnet (sehr wichtig: 9, unbedeutend: 1), die dann normiert werden um so eine relative Wichtung der Bedeutungsgrade zu erhalten.

In Tabelle 7.5 sind die einzelnen Anspruchsgruppen mit den jeweiligen Hypothesen und den für den vorliegenden Fall gewählten zugehörigen Gewichtungen aufgeführt. Die Gesamtbewertung (Anspruchsgruppe „Runder Tisch“) ergibt sich aus der Gleichgewichtung aller Anspruchsgruppen. Diese Gleichgewichtung ist nicht zwingend vorzunehmen, da zum Beispiel politische Gründe für eine andere Gewichtung vorliegen können. Analog zur Wichtung der unterschiedlichen Bedeutungsgrade werden auch hier die verbal formulierten Gewichtungen in numerische Werte (sehr hoch: 9, sehr gering: 1) und schließlich in eine relative Wichtung überführt.

**Tabelle 7.5:** Übersicht Zusammensetzung der Anspruchsgruppen

Anspruchsgruppe	Hypothesen bzw. Anspruchsgruppen	Gewichtung
Wasserwirtschaft	<u>Grundwasser</u>	hoch
	3 Schwankungsbreite vertikaler Austausch	mittel
	4 vertikale Schadstoffverschleppung	gering
	<u>Oberflächengewässer</u>	mittel
	10 Mindestwasserabfluss	hoch
	11 Schwankungsbreite Austausch Grundwasser – Oberflächengewässer	mittel
	12 Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer	gering
Öffentliche Wasserversorger	<u>Quantität</u>	mittel
	3 Schwankungsbreite vertikaler Austausch	mittel
	10 Mindestwasserabfluss	mittel
	11 Schwankungsbreite Austausch Grundwasser – Oberflächengewässer	sehr gering
	<u>Qualität</u>	hoch
	4 vertikale Schadstoffverschleppung	sehr hoch
	12 Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer	gering
Siedlungen	5 nasse Keller	hoch
	6 Setzungen	mittel
Landnutzungen	<u>Landwirtschaft</u>	mittel
	7 Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	sehr hoch
	<u>Forstwirtschaft</u>	mittel
	8 Schwankungen Grundwasserstand	sehr hoch
	9 Abweichung vom langjährigen	hoch
Gesamtsystem ("Runder Tisch")	Wasserwirtschaft	mittel
	Öffentliche Wasserversorger	mittel
	Siedlungen	mittel
	Landnutzungen	mittel

Schließlich werden in Tabelle 7.6 die sich jeweils aus den Hypothesen und deren Gewichtung ergebenden Bedeutungsgrade dargestellt. Trotz der unterschiedlichen Interessenschwerpunkte wird deutlich, dass im Gesamtsystem die wesentlichen Elemente einer nachhaltigen Entwicklung, nämlich ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Belange (vgl. Drei-Säulen-Modell, Kapitel 2.1.2.1) zu gleichen Teilen vertreten sind.

**Tabelle 7.6:** Übersicht Belange der Anspruchsgruppen

Anspruchsgruppe	Ökologie	Ökonomie	Gesellschaft
Wasserwirtschaft	51%	23%	26%
Öffentliche Wasserversorger	47%	27%	26%
Siedlungen	6%	43%	51%
Landnutzungen	35%	30%	35%
Gesamtsystem ("Runder Tisch")	35%	30%	35%

### 7.2.2.2 Wasserwirtschaftsbehörden

Die Hypothesen bei den Wasserwirtschaftsbehörden sind unterteilt in eher grundwasserrelevante Aspekte und Aspekte, die im Zusammenhang mit den Oberflächengewässern stehen. Wesentlicher Kritikpunkt der Wasserwirtschaftsbehörden ist nach Auswertung der Hypothesen (Abbildung 7.23) die Änderung des vertikalen Austausches und damit auch das erhöhte Risikopotenzial der Schadstoffverschleppung zwischen den Grundwasserstockwerken. Die Oberflächengewässer geben weniger Anlass zu Sorge.

### 7.2.2.3 Öffentliche Wasserversorger

Obwohl bei den Öffentlichen Wasserversorgern die gleichen Hypothesen wie bei den Wasserwirtschaftsbehörden zum Tragen kommen, sind diese unterteilt nach Aspekten der Grundwasserquantität und der Grundwasserqualität. Deshalb ergibt sich auch eine leicht veränderte Zufriedenheit (Abbildung 7.24) gegenüber den Wasserwirtschaftsbehörden. Insbesondere spielen hier die qualitativen Aspekte eine übergeordnete Rolle: im Norden des Betrachtungsraumes sind größere Defizite erkennbar, wohingegen sich in den restlichen Gebieten die Situation nicht ganz so schlecht darstellt, was im Wesentlichen auf ein niedriges Risikopotential der Schadstoffverschleppung zurückzuführen ist.

### 7.2.2.4 Siedlungen

Bei den Siedlungsstandorten kann man grundsätzlich davon ausgehen, dass im Bereich von Oberflächengewässern eine erhöhte Gefahr der Vernässung oder von Setzungen (in Sonderfällen auch beides) besteht (Abbildung 7.25). Meist sind diese Regionen auch deckungsgleich mit den Gebieten, die weitgehend durch hydrologische Randbedingungen beeinflusst sind (Abbildung 7.21b).

### 7.2.2.5 Landnutzungen

Bei den Landnutzungen sind vor allem die Gebiete als nicht zufrieden stellend eingestuft worden, in denen durch die Grundwasserbewirtschaftung die natürlichen Verhältnisse gestört worden sind. Am Besten schneiden daher wiederum rheinnahe Bereiche ab, die im Wesentlichen durch die hydrologischen Verhältnisse dominiert werden (Abbildung 7.26).

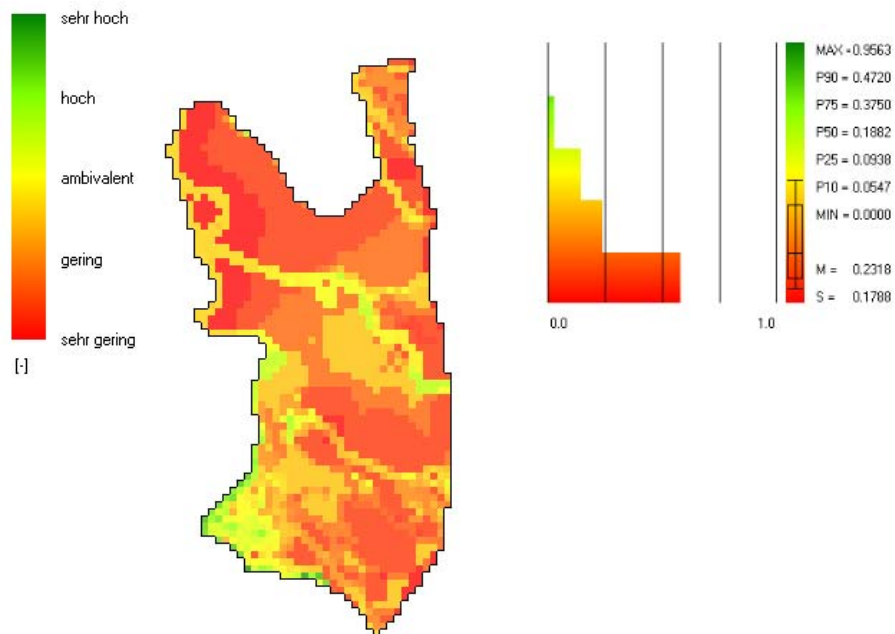


Abbildung 7.23: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Wasserwirtschaftsbehörden

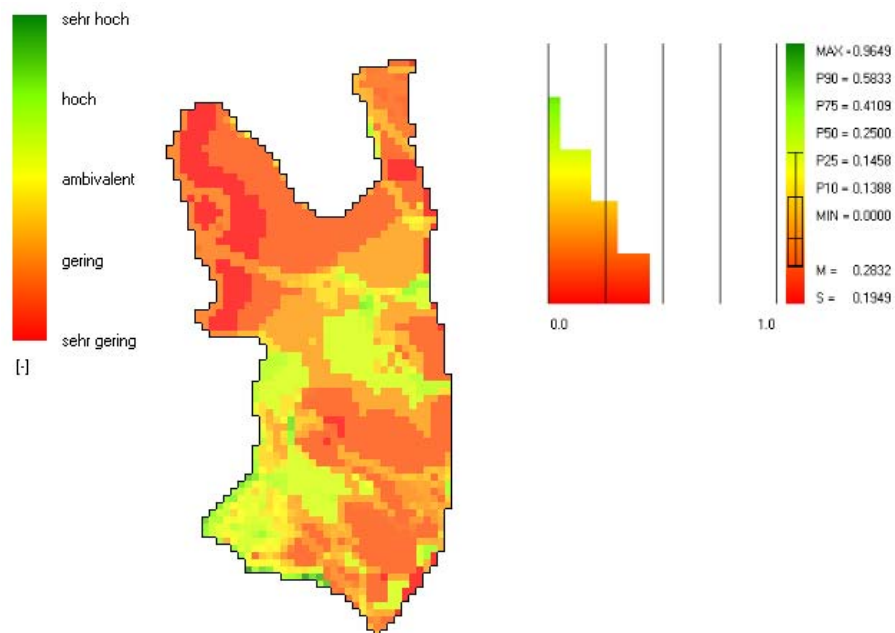


Abbildung 7.24: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Öffentliche Wasserversorger

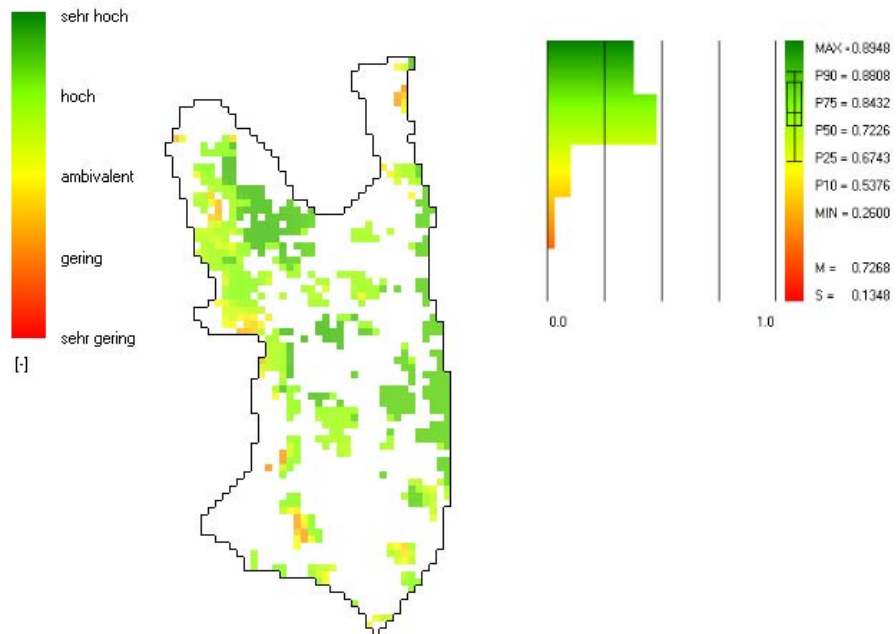


Abbildung 7.25: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Siedlungen

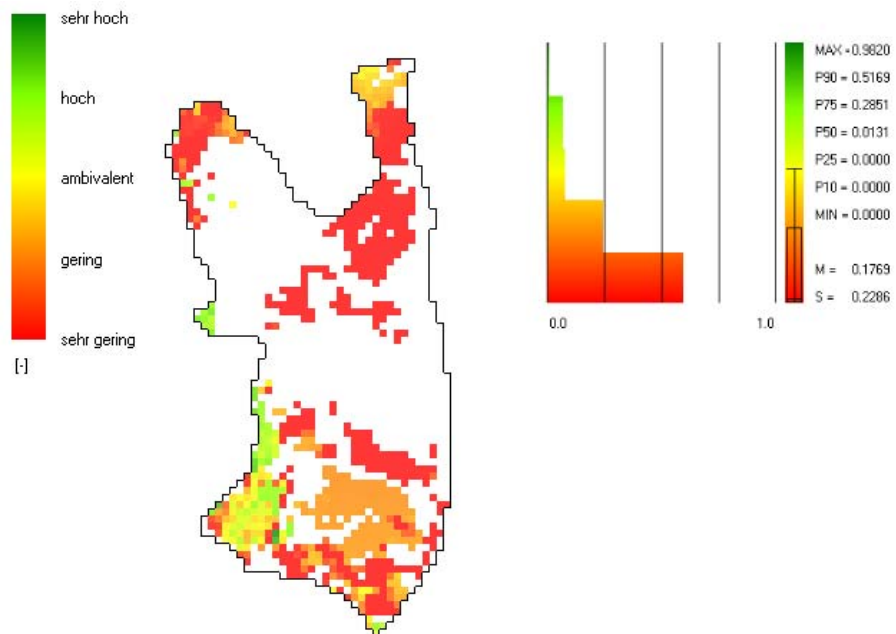


Abbildung 7.26: Zufriedenheit der Anspruchsgruppe Landnutzungen

### 7.2.2.6 Gesamtsystem („Runder Tisch“)

Zwei Bereiche sind im Betrachtungsraum noch am ehesten als akzeptabel einzustufen (Abbildung 7.27): Die Rheinauen im Bereich von Mannheim sowie die Gebiete nahe des Neckars um Heidelberg. Im nördlichen Bereich des Betrachtungsraumes sind insbesondere qualitative Aspekte für ein nicht zufrieden stellende Situation verantwortlich, im südlichen Bereich dagegen eher die Störung der naturnahen Verhältnisse.

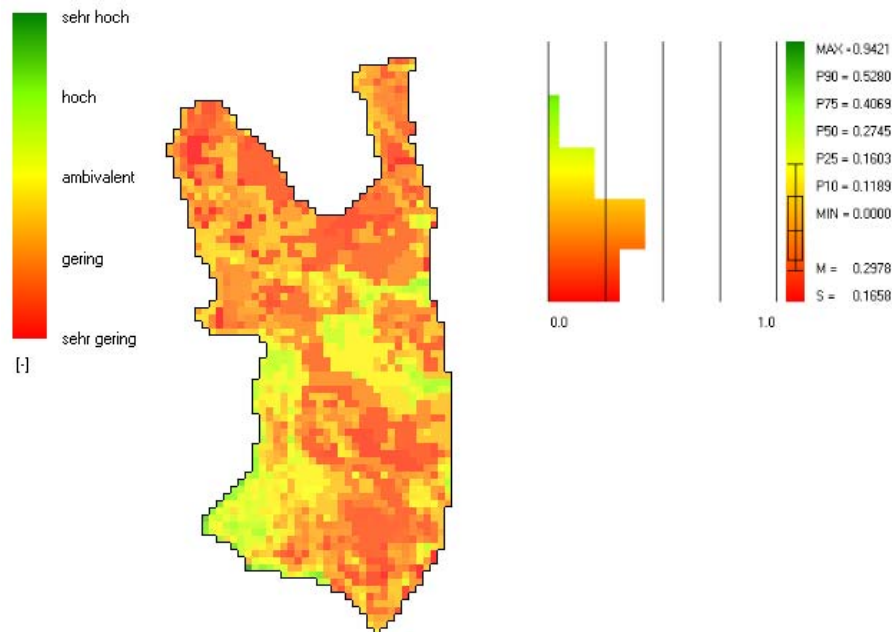


Abbildung 7.27: Zufriedenheit mit dem Gesamtsystem

Tabelle 7.7: Übersicht Zufriedenheit mit dem Gesamtsystem

Anspruchsgruppe	allgemeine Zufriedenheit	Bemerkungen
Wasserwirtschaft	sehr gering - ambivalent (meist sehr gering)	akzeptable Bedingungen entlang der größeren Oberflächengewässer, kritische Bereiche nördlich von Mannheim
Öffentliche Wasserversorger	sehr gering - hoch (meist sehr gering)	höhere Zufriedenheit in den südlichen rheinnahen Gebieten sowie im östlichen Bereich des Neckars
Siedlungen	hoch - sehr hoch	weitgehend gute Bedingungen, insbesondere je größer die Entfernung zu Oberflächengewässern
Landnutzungen	sehr gering - hoch (meist sehr gering)	weitgehend schlechte Bedingungen außer in den südlichen rheinnahen Gebieten
Gesamtsystem ("Runder Tisch")	sehr gering - hoch (meist gering)	höhere Zufriedenheit in den südlichen rheinnahen Gebieten sowie im östlichen

## 7.3 Ansätze zur Verbesserung der Grundwasserbewirtschaftungsstrategie

### 7.3.1 Szenarioanalyse

Wie schwierig sich eine Bewertung der aktuellen Bewirtschaftungsstrategie hinsichtlich der Nachhaltigkeit ohne Vergleichsgrößen darstellt, hat sich im vorangegangenen Abschnitt gezeigt. Zwar gibt die Einstufung der Zufriedenheit einen Anhaltswert über den allgemeinen Zustand, allerdings können keine Rückschlüsse auf die Dringlichkeit einer Änderung der Situation gemacht werden, da letztendlich jede Situation, die nicht vollständig zufriedenstellend ist, als unzufriedenstellend eingestuft werden kann - und damit auch als nicht nachhaltig. Allerdings ist dies eine streng theoretisch formulierte Definition, da es praktisch nicht möglich ist alle Hypothesen gleichzeitig zu erfüllen, zumal diese teilweise gegensätzliche Ziele bzw. Anforderungen repräsentieren.

Abhilfe bietet hier eine Szenarioanalyse. Mit unterschiedlichen Szenarien können fiktive Bewirtschaftungssituationen dargestellt und miteinander verglichen werden. Damit ist es zum einen möglich, die Bewertung der aktuellen Bewirtschaftungssituation in Relation zu der möglichen Bewertungsbandbreite zu sehen. So kann abgeschätzt werden, in wie weit eine Situation verbessert werden kann. Zum anderen ergeben sich aus den Bewertungen der Szenarien verschiedene Optionen, wie eine solche Verbesserung erreicht werden kann.

Die hier verwendeten Szenarien sind in Tabelle 7.8 aufgelistet und entsprechen den Szenarien aus der Rhein-Neckar-Raum Studie, die dort nach Abstimmung mit den Projektpartnern und den verschiedenen Anspruchsgruppen als denkbare Szenarien berücksichtigt worden sind (KOBUS & MÖDINGER, 2002). Da die Vorgaben der Studie die Szenarien auf den baden-württembergischen Teil des Untersuchungsgebiets beschränkt haben, wurden für diese Arbeit die beiden Szenarien mit den größten Änderungen zusätzlich auf das Gesamtgebiet ausgeweitet.

Die stärksten Ausprägungen der teilweise mehrstufigen Szenarien ergeben sich bei der letzten Stufe. Daher sollen auch nur diese Szenarien in die Analyse und den Vergleich einfließen. Folgende Vergleichskonstellationen wurden untersucht:

- Referenzvergleich (Kapitel 7.3.1.1)
- Vergleich der Optionen Verlagerung und Reduktion (Kapitel 7.3.1.2)
- Aufhebung der räumlichen Beschränkung (Kapitel 7.3.1.3)

Für jeden Vergleich wird jeweils für vier Hypothesen, drei Anspruchsgruppen sowie das Gesamtsystem die Karte gezeigt, welche das Szenario angibt, dass lokal (d.h. in einer Bewertungszelle) die höchste Zufriedenheit aufweist. Ergänzend dazu finden sich im Anhang A.2 die Karten, welche die zugehörige Bandbreite der Unterschiede in den Bewertungen aufzeigt. Am Ende jedes Abschnittes wird eine tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse gegeben.



**Tabelle 7.8:** Übersicht der verwendeten Szenarien

Szenario	Beschreibung
Zustand NULL	Referenzzustand: Repräsentation naturnaher Verhältnisse
Zustand STATUS QUO	Referenzzustand: Repräsentation der aktuellen Bewirtschaftung
Reduktion 20	Alle Entnahmen im Betrachtungsraum sind um 20% reduziert
Reduktion 30	Alle Entnahmen im Betrachtungsraum sind um 30% reduziert
Reduktion 30 gesamt	Alle Entnahmen im gesamten Modellgebiet sind um 30% reduziert
Verlagerung 000 050	Die tieferen Entnahmen im Betrachtungsraum (alles unterhalb des OGWL) werden zu 50% in den OGWL verlagert. Ausgenommen davon sind Entnahmen der Öffentlichen Wasserversorger
Verlagerung 025 090	Die tieferen Entnahmen im Betrachtungsraum (alles unterhalb des OGWL) werden zu 90% in den OGWL verlagert. Ausgenommen davon sind Entnahmen der Öffentlichen Wasserversorger, die nur zu 25% verlagert werden.
Verlagerung 050 100	Die tieferen Entnahmen im Betrachtungsraum (alles unterhalb des OGWL) werden vollständig in den OGWL verlagert. Ausgenommen davon sind Entnahmen der Öffentlichen Wasserversorger, die nur zur Hälfte verlagert werden.
Verlagerung 050 100 gesamt	Entspricht Szenario Verlagerung 050 100, wobei die Verlagerung auf alle Entnahmen im gesamten Modellgebiet angewendet wird.

### 7.3.1.1 Referenzvergleich

Der Vergleich einer aktuellen Bewirtschaftungssituation mit dem naturnahen Zustand lässt möglichst große Unterschiede in den Bewertungen erwarten. Betrachtet man die unterschiedlichen Hypothesen, so können mit Hilfe der Darstellung der Schwankungsbreite sensible Bereiche ermittelt werden. Gerade bei Hypothesen, die sich auf ungestörte Verhältnisse beziehen, liefert dieser Vergleich wichtige Informationen über regionale Ansatzpunkte zur Verbesserung einer Situation. Ausgewählte Ergebnisse zu Hypothesen finden sich in Abbildung 7.28 - Abbildung 7.31.

Bei den Hypothesen 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch), 8 (Schwankungen Grundwasserstand), 9 (Abweichung vom langjährigen Grundwasserstand), 10 (Mindestwasserabfluss) und 11 (Schwankungsbreite Austausch Grundwasser – Oberflächengewässer) sind daher die größten Differenzen zwischen den Bewertungen der Hypothesen für beiden Szenarien zu erwarten. Tatsächlich zeigen Hypothesen 3 und 9 mit Abstand die größte Bandbreite an Unterschieden. Diese lassen sich auf die Dominanz der anthropogenen Einflüsse in den entsprechenden Bereichen zurückzuführen. Es ist daher nicht erstaunlich, dass für diese Hypothesen Szenario *Zustand NULL* flächendeckend besser bewertet wird als Szenario *Zustand STATUS QUO*. Bei den Hypothesen bezüglich der Oberflächengewässer sind die Unterschiede nicht so deutlich, da hier die Verhältnisse hauptsächlich durch die Wasserstände der großen Flüsse bestimmt werden.

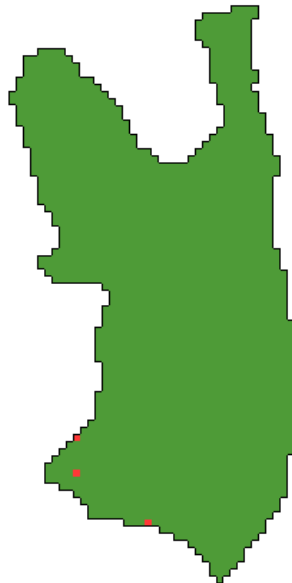
Sehr interessant ist auch der Vergleich bei Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung): da durch die Grundwasserbewirtschaftung der vertikale Austausch zwischen den Grundwasserstockwerken großräumig verändert wurde, ergeben sich aufgrund der Qualitätsunterschiede in den einzelnen Aquiferen im Bereich zwischen Mannheim und der hessischen Grenze stark differenzierte Verschleppungspotenziale und somit auch Bewertungen.

Bei Hypothese 5 (nasse Keller) werden die Verhältnisse mit Grundwasserbewirtschaftung grundsätzlich besser bewertet als die naturnahen Verhältnisse, da durch die Grundwasserabsenkung infolge Entnahmen die Gefahr der Vernässung teilweise deutlich reduziert wird. Ein umgekehrtes Bild ergibt sich für Hypothese 6 (Setzungen), da hier durch die Grundwasserabsenkung die Schwankungsbreite des Grundwasserstands vergrößert wird. Allerdings sind die absoluten Unterschiede zwischen den beiden Szenarien nicht sehr groß.

Für Hypothese 7 (Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen) liegen die Vorteile wieder bei den naturnahen Verhältnissen. Zu erklären ist dies mit den ohnehin schon großen Flurabständen im gesamten Betrachtungsraum, die sich durch die Bewirtschaftung weiter erhöhen und zu einer Verschlechterung der Standortbedingungen (Verlust des Grundwasseranschlusses) führen. Nur in drei Bereichen kann es zu bestimmten Zeiten auch zu einem Überstau der landwirtschaftlichen Flächen kommen. Eine Absenkung des Grundwasserstands dort führt also zu einer Verbesserung der Situation.

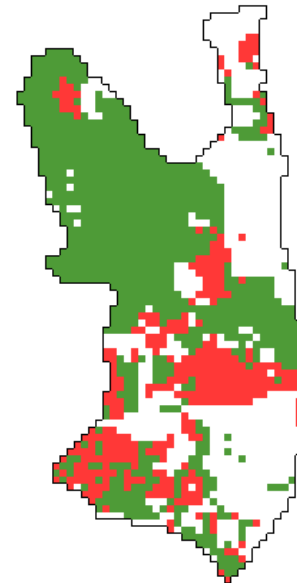
Aufgrund der ohnehin schon sehr guten Bewertung für Hypothese 12 (Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer) ergeben sich hier nur minimale Unterschiede zwischen beiden Referenzszenarien.

■ Zustand STATUS QUO  
 ■ Zustand NULL



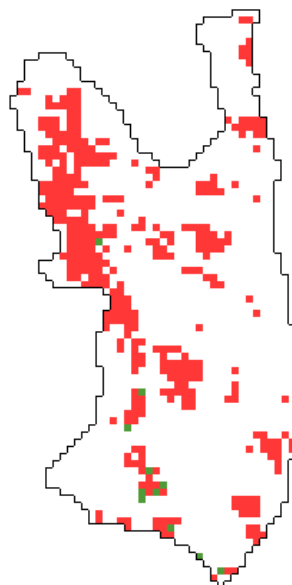
**Abbildung 7.28:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch)

■ Zustand STATUS QUO  
 ■ Zustand NULL



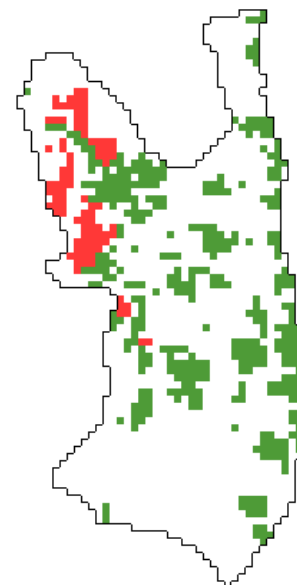
**Abbildung 7.29:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung)

■ Zustand STATUS QUO  
 ■ Zustand NULL



**Abbildung 7.30:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 5 (nasse Keller)

■ Zustand STATUS QUO  
 ■ Zustand NULL



**Abbildung 7.31:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 6 (Setzungen)

Die Anspruchsgruppen Wasserwirtschaftsverwaltung und Öffentliche Wasserversorger definieren sich hauptsächlich durch Hypothesen, die einen Bezug zu naturnahen Verhältnissen herstellen. Dementsprechend schneidet das Szenario *Zustand Null* bei beiden Anspruchsgruppen flächendeckend besser ab mit teilweise sehr großen Unterschieden in den Bewertungen (Abbildung 7.32).

Ein etwas differenzierteres Bild ergibt sich für die Anspruchsgruppen Siedlungen und Landnutzungen (Abbildung 7.33 - Abbildung 7.34). Für Siedlungsstandorte lässt sich grundsätzlich feststellen, dass im Bereich von durch Oberflächengewässer dominierten Regionen die Änderungen der Standortverhältnisse aufgrund der Grundwasserbewirtschaftung positiv einzuschätzen sind. Gleiches gilt für die Landnutzungen, welche in Bereichen mit sehr geringen Flurabständen anzutreffen sind.

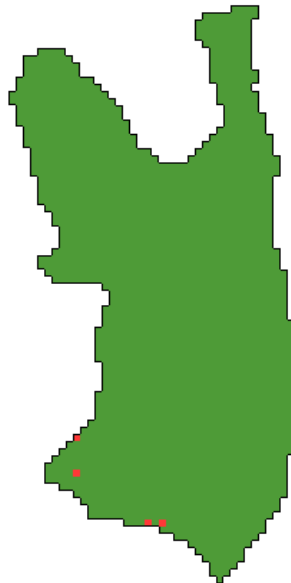
Aufgrund der geringen Kompensation nicht-zufriedenstellender Bewertungen erhält der *Zustand Null* flächendeckend den Vorzug sich für das Gesamtsystem (Abbildung 7.35)

**Tabelle 7.9:** Zusammenfassung Referenzvergleich

Hypothese bzw. Anspruchsgruppe	Szenario mit höchster Zufriedenheit (Flächenanteil)	Bemerkungen
3 Schwankungsbreite vertikaler Austausch	Zustand NULL (100%)	-
4 vertikale Schadstoffverschleppung	Zustand NULL (73%)	Kann regional variieren (je nach Schadstoffkonzentration im MGWL)
5 nasse Keller	Zustand STATUS QUO (99%)	Durch Entnahmen wird der Grundwasserspiegel flächendeckend abgesenkt
6 Setzungen	Zustand NULL (80%)	Nur in den Rheinniederungen nördlich von Mannheim haben Entnahmen eine stabilisierende Wirkung auf die Grundwasserstandsschwankungen
7 Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	Zustand NULL (75%)	Entnahmen haben nur in Gebieten mit hohen Grundwasserständen positiven Einfluss auf die Landwirtschaft
8 Schwankungen Grundwasserstand	Zustand NULL (100%)	-
9 Abweichung vom langjährigen Grundwasserstand	Zustand NULL (95%)	Nur in sehr rheinnahen Gebieten Stabilisierung durch Entnahmen
10 Mindestwasserabfluss	Zustand NULL (90%)	-
11 Schwankungsbreite Austausch Grundwasser – Oberflächengewässer	Zustand NULL (80%)	Abhängig von Austauschkoeffizienten
12 Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer	Zustand STATUS QUO (62%)	Grundwasser oftmals höher belastet als Oberflächengewässer
Wasserwirtschaft	Zustand NULL (100%)	Dominiert von Hypothese 3 (*)
Öffentliche Wasserversorger	Zustand NULL (100%)	Dominiert von Hypothese 3 (*)
Siedlungen	Zustand STATUS QUO (51%)	In rheinnahen Gebieten erweist sich Grundwasserabsenkung als vorteilhaft
Landnutzungen	Zustand NULL (82%)	Dominiert von Hypothese 7 (*)
Gesamtsystem ("Runder Tisch")	Zustand NULL (100%)	Dominiert von Wasserwirtschaft und Öffentliche Wasserversorgung (*)

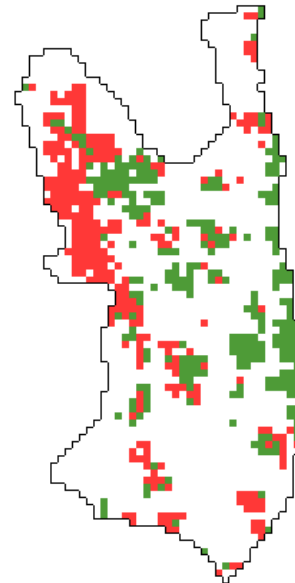
(\*) Dominanz bezieht sich auf die Nicht-Kompensation unzufriedenstellender Gegebenheiten und nicht auf die Gewichtung der Hypothesen

■ Zustand STATUS QUO  
■ Zustand NULL



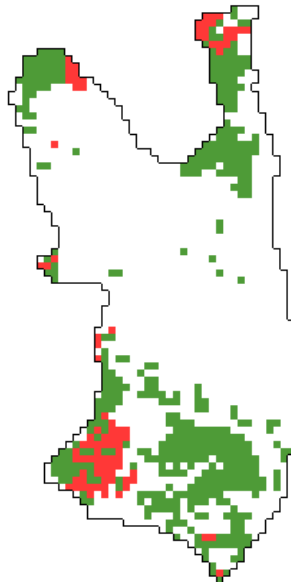
**Abbildung 7.32:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Wasserwirtschaft

■ Zustand STATUS QUO  
■ Zustand NULL



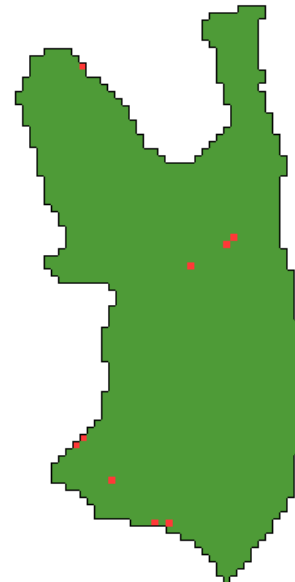
**Abbildung 7.33:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Siedlungen

■ Zustand STATUS QUO  
■ Zustand NULL



**Abbildung 7.34:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Landnutzungen

■ Zustand STATUS QUO  
■ Zustand NULL



**Abbildung 7.35:** Vergleich der Referenzszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem

### 7.3.1.2 Vergleich der Optionen Verlagerung und Reduktion

Im Zuge der Szenarioanalyse bei der Rhein-Neckar-Raum Studie (KOBUS & MÖDINGER, 2002) wurden zwei grundsätzliche Optionen zur Verbesserung der Situation identifiziert:

- Verlagerung der Entnahmen

Diese Option ergab sich direkt aus der Ursache für die Umkehr der vertikalen Austauschrichtung und dem damit verbundenen erhöhten Risiko einer Schadstoffverschleppung. Die Grundwasserentnahmen wurden ab den 1970er Jahren aufgrund der schlechten Wasserqualität in den Oberflächengewässern und der immer schlechter werdenden Qualität des Grundwassers verstärkt in tiefere Grundwasserstockwerke verlagert. Einhellig wurde im Projektbeirat der Studie festgestellt, dass eine Umkehr dieses Prozesses wieder zu einer Verbesserung der Situation führen wird. Für die Umsetzung wird den Öffentlichen Wasserversorgern dabei ein Sonderstatus eingeräumt, da diese aufgrund ihres Auftrages der Versorgung der Öffentlichkeit mit qualitativ hochwertigem Trinkwasser unbedingt Vorrang haben sollen bei der Nutzung der verfügbaren Grundwasserressourcen. Daher wurden drei Szenarien mit unterschiedlichen Verlagerungsintensitäten definiert. Die Entnahmen der Öffentlichen Wasserversorger werden dabei zu 0%, 25% und 50% in den oberflächennahen Grundwasserleiter verlegt, alle anderen Entnahmen zu 50%, 90% und 100%.

- Reduktion der Entnahmen

Die Reduktion der Entnahmen kann aus zwei Richtungen begründet werden. Zum einen ist ein stetiger Rückgang des Wasserbedarfs zu konstatieren. Dieser ist mit der Bereitschaft der Bevölkerung zum Wassersparen (teilweise auch aus finanziellen Gründen) sowie der verbesserten Kreislaufführung bei industriellen Prozessen zu erklären. Zum anderen bedeutet eine Reduktion der Entnahmen auch eine Reduktion der anthropogenen Einflussnahme, und stellt somit eine im Sinne einer starken Nachhaltigkeit ressourcenschonende Vorgehensweise dar. Zwei Szenarien mit einer Reduktion von 20% bzw. 30% bei allen Entnahmearten und in allen Entnahmestockwerken wurde aufgestellt.

Da die stärksten Änderungen bei den Szenarien mit den größten Veränderungen zu erwarten sind, wurden beim Vergleich der Optionen die Szenarien *Verlagerung 050 100* sowie *Reduktion 30* mit dem Szenario *Zustand STATUS QUO* als Referenzszenario verglichen.

Wie erwartet schneidet das Verlagerungsszenario bei der Bewertung von Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch) am besten ab. Durch die Reduktion der Entnahmen gleichermaßen in allen Stockwerken ändern sich die Potenzialunterschiede nicht wesentlich, und somit ändert sich auch nicht der vertikale Austausch gegenüber dem Referenzzustand mit Grundwasserbewirtschaftung. Anders bei der Verlagerung der Entnahmen, bei der die Grundwasserstände im OGWL tendenziell abgesenkt und die im MGWL angehoben werden. So kann in manchen Bereichen des Betrachtungsraums die ursprüngliche vertikale Austauschrichtung wieder hergestellt werden. Allerdings wird der Schwankungsbereich (Größe und Richtung) des vertikalen Austausches durch die Bewirtschaftung verschoben, so dass in manchen Bereichen trotz Umkehr der Austauschrichtung naturnahe Verhältnisse nicht

wieder hergestellt werden können (Abbildung A.2.9 im Anhang). Die Bewertung der Umkehr der Austauschrichtung macht sich allerdings dann in Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung) bemerkbar, bei der das Verschleppungspotenzial von Schadstoffen berücksichtigt wird.

Eine andere Reihenfolge der Szenarien ergibt sich für Hypothese 6 (Setzungen). Durch die zusätzliche Absenkung des Grundwasserspiegels durch verstärkte Entnahmen im OGWL erhöht sich dessen mögliche Schwankungsbreite. Diese ist maßgeblich für die Bewertung des Setzungsrisikos infolge der Entwässerung des Untergrunds. Man erkennt deutlich, dass sich in weiten Bereichen des Betrachtungsraumes die Reduktion der Entnahmen, also eine Anhebung der Grundwasserstände, positiv bemerkbar macht. In der Nähe des Rheins bestehen allerdings leichte Vorteile bei der Verlagerung der Entnahmen, da hier die natürlichen Schwankungen des Grundwasserstands infolge von Veränderungen des Rheinpegels durch die höheren Entnahmen gedämpft werden. Obwohl die Unterschiede insgesamt relativ gering sind, lassen sich tendenziell lokale Unterschiede in den Auswirkungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen ausmachen.

Aus den unterschiedlichen Rangfolgen der Szenarien bei der Bewertung der einzelnen Hypothesen (Abbildung 7.36 - Abbildung 7.39) ist erkennbar, dass eine Gesamtbewertung des Systems nicht trivial ist. Dies wird nochmals deutlich bei der Betrachtung der Bewertungen der Anspruchsgruppen (Abbildung 7.40 - Abbildung 7.43). Bei der Anspruchsgruppe der Wasserwirtschaftsverwaltung sowie der Öffentlichen Wasserversorger wird in weiten Teilen des Betrachtungsraums die Verlagerung der Entnahmen bevorzugt, da diese eine Verbesserung des vertikalen Austausches mit sich bringt.

Bei der Anspruchsgruppe Siedlungen wird hingegen die Reduktion der Entnahmen bevorzugt, auch wenn hier die Bewertungen der einzelnen Szenarien nicht ganz so stark differieren. Die lokalen Unterschiede in der Reihenfolge der Szenarien ist wie folgt zu erklären: während in rheinfernen Bereichen das erhöhte Setzungspotenzial einen größeren Einfluss hat, spielt in rheinnahen Gebieten vor allem die Vernässungsgefahr eine entscheidende Rolle.

Da die für die Wasserwirtschaftsverwaltung und die Öffentlichen Wasserversorger relevanten Hypothesen insgesamt eher schlechter bewertet sind, werden diese auch bei der Gesamtbewertung stärker berücksichtigt. Dies macht sich insbesondere in der Rangfolge der Szenarien bemerkbar.

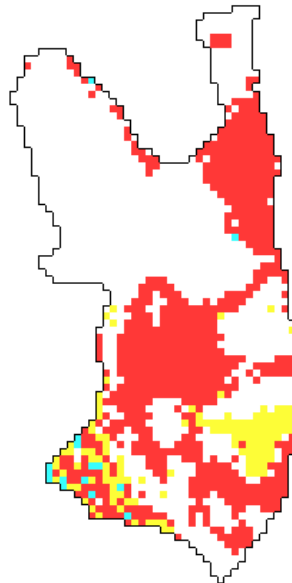
Auch die räumliche Variation der Unterschiede in den Bewertungen ist sehr gut erkennbar. Dabei lässt sich feststellen, dass die Differenzen in den hauptsächlich hydrologisch beeinflussten Bereichen sehr viel geringer sind als in Bereichen, in denen anthropogene Einflüsse die entscheidende Rolle spielen.

**Tabelle 7.10:** Zusammenfassung Vergleich der Optionen Verlagerung und Reduktion

Hypothese bzw. Anspruchsgruppe	Szenario mit höchster Zufriedenheit (Flächenanteil)	Bemerkungen
3 Schwankungsbreite vertikaler Austausch	Verlagerung 050 100 (82%)	Gebietsweise Umkehr der vertikalen Austauschrichtung
4 vertikale Schadstoffverschleppung	Verlagerung 050 100 (56%)	Starke Unterschiede in den Szenarien in der Nähe hoher Grundwasserentnahmen (Öffentliche Wasserversorger)
5 nasse Keller	Verlagerung 050 100 (61%)	Vorteile in der Nähe von Rhein und Neckar, sonst Zustand STATUS QUO
6 Setzungen	Reduktion 30 (82%)	Im Bereich von Mannheim hat Verlagerungsszenario Vorteile
7 Grundwasserstandsänderungen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	Reduktion 30 (76%)	Kaum Unterschiede in den Szenarien
8 Schwankungen Grundwasserstand	Reduktion 30 (92%)	-
9 Abweichung vom langjährigen Grundwasserstand	Reduktion 30 (87%)	-
10 Mindestwasserabfluss	Reduktion 30 (70%)	Abhängig vom Austauschkoefizienten
11 Schwankungsbreite Austausch Grundwasser – Oberflächengewässer	Zustand STATUS QUO (55%)	Nur lokal Unterschiede in den Szenarien
12 Schadstoffverschleppung Grundwasser – Oberflächengewässer	Reduktion 30 (47%)	Kaum Unterschiede in den Szenarien
Wasserwirtschaft	Verlagerung 050 100 (65%)	Wesentliche Unterschiede im nordöstlichen sowie im zentralen Bereich des Betrachtungsraums
Öffentliche Wasserversorger	Verlagerung 050 100 (62%)	Wesentliche Unterschiede im nordöstlichen sowie im zentralen Bereich des Betrachtungsraums
Siedlungen	Reduktion 30 (51%)	Im Bereich von Mannheim hat Verlagerungsszenario Vorteile
Landnutzungen	Reduktion 30 (82%)	Kaum Unterschiede in den Szenarien
Gesamtsystem ("Runder Tisch")	Verlagerung 050 100 (60%)	Wesentliche Unterschiede im nordöstlichen sowie im zentralen Bereich des Betrachtungsraums

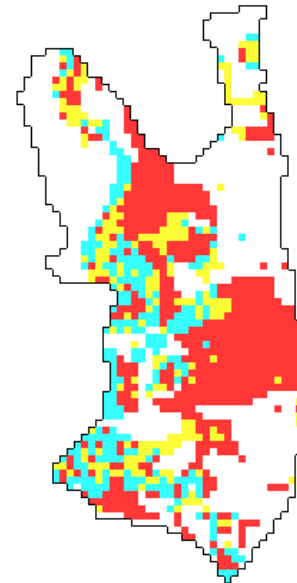


■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



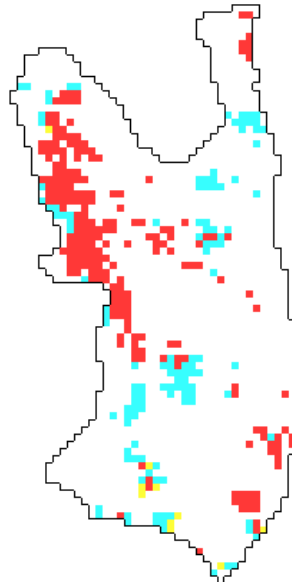
**Abbildung 7.36:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch)

■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



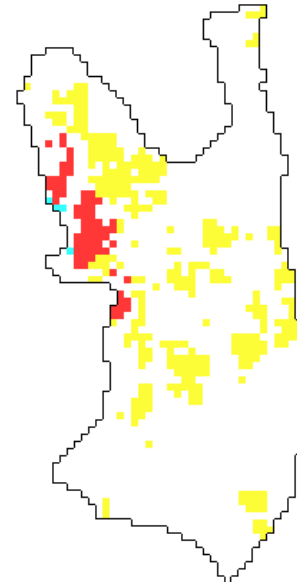
**Abbildung 7.37:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung)

■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



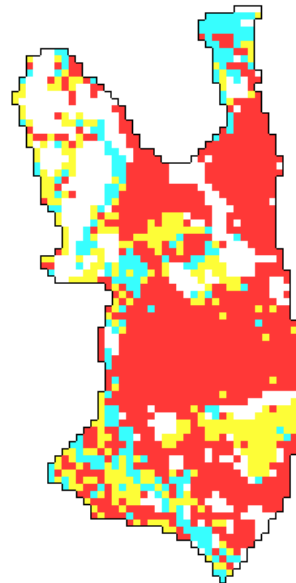
**Abbildung 7.38:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 5 (nasse Keller)

■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



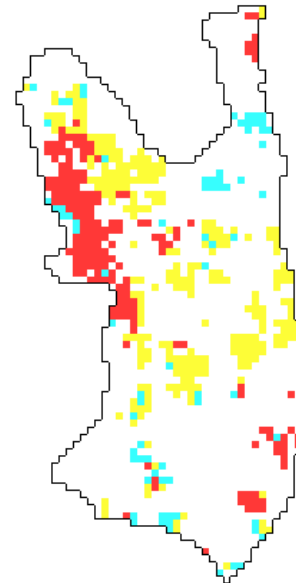
**Abbildung 7.39:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Hypothese 6 (Setzungen)

■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



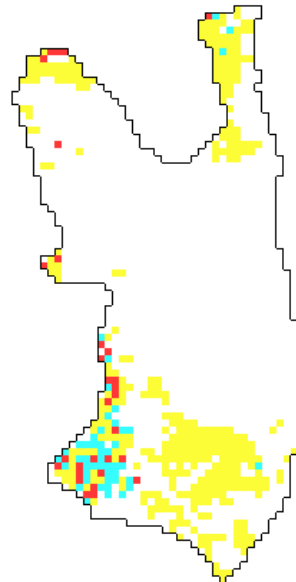
**Abbildung 7.40:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Wasserwirtschaft

■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



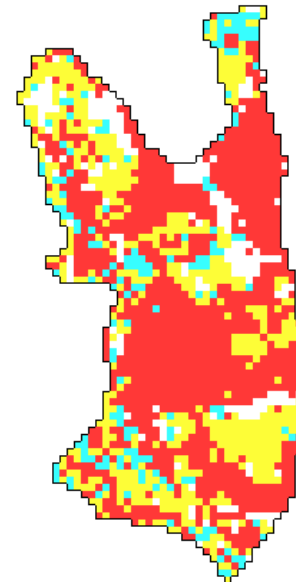
**Abbildung 7.41:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Siedlungen

■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



**Abbildung 7.42:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für Anspruchsgruppe Landnutzungen

■ Verlagerung 050 100  
■ Reduktion 30  
■ Zustand STATUS QUO



**Abbildung 7.43:** Vergleich der Optionen, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem

### 7.3.1.3 Aufhebung der räumlichen Beschränkung

Die damalige Rhein-Neckar-Raum Studie war, wie schon oben beschrieben, beschränkt auf den baden-württembergischen Betrachtungsraum. Änderungen in der Grundwasserbewirtschaftung konnten also nur auf die dortigen Entnahmen angewendet werden. Während die Entnahmen aus dem obersten Grundwasserleiter sich maximal bis zum Rhein (der eine hydraulische Grenze darstellt) auswirken, haben die Entnahmen aus tieferen Aquiferen einen sehr viel größeren regionalen, und damit auch grenzüberschreitenden Einfluss. Dieser ist insbesondere im Ballungsbereich Mannheim-Ludwigshafen festzustellen, da hier die meisten und größten Entnahmen stattfinden.

Es ist zu erwarten, dass Änderungen, die auf das Gesamtgebiet angewendet werden, einen weitaus größeren Effekt haben als regional beschränkte Maßnahmen. Deshalb wurden für die beiden grundsätzlichen Handlungsoptionen Verlagerung und Reduktion die räumliche Beschränkung aufgehoben und ein Vergleich der Szenarien mit und ohne Beschränkung durchgeführt.

#### *Verlagerung der Entnahmen im gesamten Modellgebiet*

Die größten Unterschiede sind hier beim vertikalen Austausch insbesondere im Raum Mannheim-Ludwigshafen zu erwarten. Der Bereich, innerhalb dem die Austauschrichtung wieder der ursprünglichen Richtung entspricht, hat sich stark ausgeweitet. Dadurch ergeben sich insbesondere bei Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung) in diesem Bereich deutliche Unterschiede in der Bewertung. Grundsätzlich kann man feststellen, dass nördlich des Neckars die grenzüberschreitende Verlagerung der Grundwasserentnahmen starke Vorteile gegenüber einer lokalen Anpassung der Bewirtschaftungsstrategie hat (Abbildung 7.44).

#### *Reduktion der Entnahmen im gesamten Modellgebiet*

Auch hier sind die größten Unterschiede im Raum Mannheim-Ludwigshafen zu erwarten, da sich die Reduktion der tiefer liegenden Entnahmen in diesem Bereich aufgrund der dort hohen Entnahmeraten am deutlichsten bemerkbar macht. Allerdings sind beim Vergleich der beiden Szenarien nur unwesentliche und regional indifferente Unterschiede auszumachen (Abbildung 7.45). Dies wird auch durch die Sensitivitäten der Modellreaktionen bestätigt, die für beide Szenarien ebenfalls sehr ähnlich sind. Daraus lässt sich ableiten, dass die Änderungen durch eine regionale Ausweitung der Entnahmereduktion sich nicht im selben räumlichen Ausmaß auswirken wie die Ausweitung der Verlagerung. Eine Erklärung hierfür ist, dass sich der durch eine Entnahme beeinflusste Bereich bei Reduktion der Entnahme ebenfalls verringert.

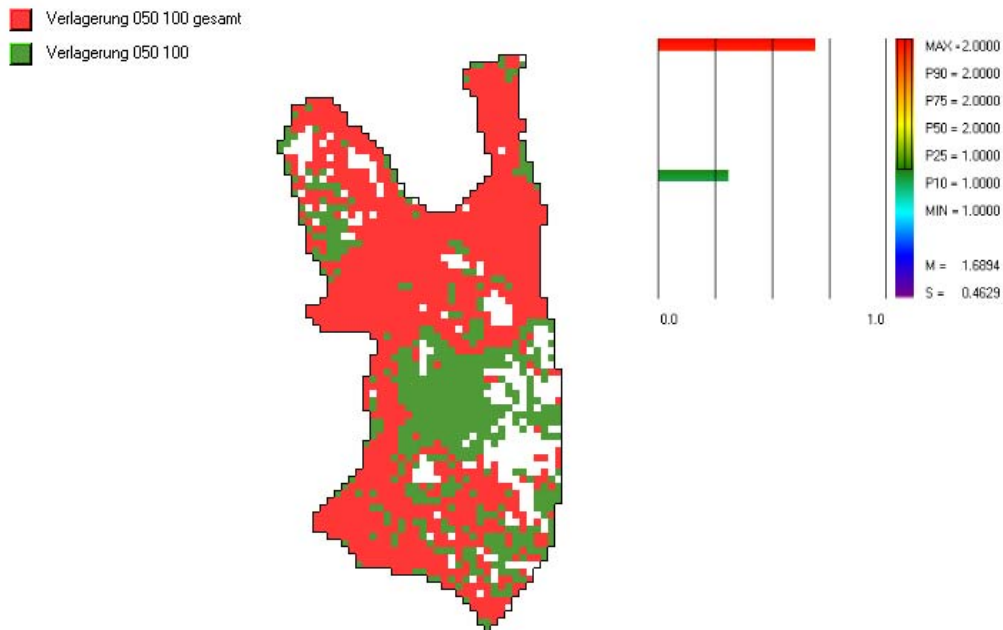


Abbildung 7.44: Vergleich der Verlagerungsszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem



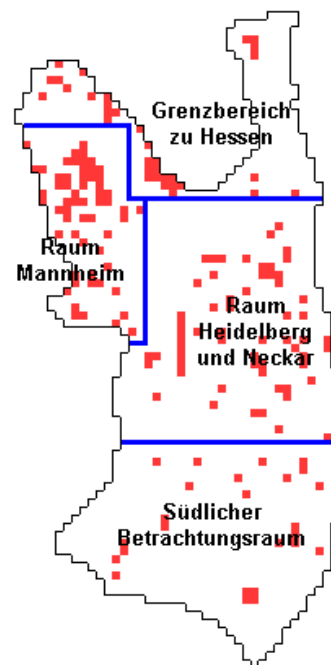
Abbildung 7.45: Vergleich der Reduktionsszenarien, Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem

### 7.3.2 Automatisierte Optimierung

Neben einer manuellen Anpassung der Bewirtschaftung mit Hilfe der Szenarioanalyse ermöglicht das hier entwickelte Entscheidungsunterstützungssystem auch die Automatisierung dieses Prozesses zur Verbesserung der Bewertung hinsichtlich einer nachhaltigen Entwicklung.

Hierfür werden zunächst *Action*-Parameter formuliert. Diese geben die Richtung der Änderung der Stellgrößen (hier: die Grundwasserentnahmen) vor. Wie die Szenarioanalyse gezeigt hat, ist eine regionale Unterteilung der Grundwasserentnahmen sinnvoll, um so lokale Gegebenheiten und Auswirkungen differenziert betrachten zu können. Für den hier durchgeführten Optimierungsprozess wurden die Grundwasserentnahmen aufgrund von drei Merkmalen in insgesamt 36 Gruppen unterteilt:

- **Geographische Lage**  
Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wurde der Betrachtungsraum in vier Gebiete aufgeteilt (Zahlen in Klammern geben den *RegionID* an): (1) Grenzbereich zu Hessen, (2) Raum Mannheim, (3) Raum Heidelberg und Neckar, (4) Südlicher Betrachtungsraum. Die Abgrenzungen sind in Abbildung 7.46 dargestellt.
- **Entnahmestockwerk**  
Die Unterteilung erfolgt in (1) OGWL, (2) MGWL und (3) UGWL (Zahlen in Klammern geben den *LayerID* an).
- **Entnahmeart**  
Aufgrund der Unterscheidung der Entnahmeart bei den Verlagerungsszenarien wurden hier die (1) Entnahmen Öffentlicher Trinkwasserversorger, (2) industriellen Entnahmen sowie (3) Beregnungs- und sonstige Entnahmen getrennt betrachtet (Zahlen in Klammern geben den *TypeID* an).



**Abbildung 7.46:** Geographische Unterteilung der Entnahmen

Die Codierung der Freiheitsgrade erfolgt hier nach folgender Formel:

$$\text{Freiheitsgrad} = (\text{LayerID} - 1) \cdot 12 + (\text{TypeID} - 1) \cdot 4 + \text{RegionID}$$

Zur Optimierung wurde das Szenario *Verlagerung 050* gewählt, also alle Entnahmen aus tieferen Grundwasserstockwerken werden zu 50% in den OGWL verlegt (auch die der öffentlichen Wasserversorger). Grund hierfür ist, dass um eine Entnahme anpassen zu können, diese schon vorhanden sein muss. Eine ausreichend große Anfangsentnahme ermöglicht größere inkrementelle Änderungen, so dass sich mögliche Auswirkungen stärker bemerkbar machen.

Nach fünf Iterationen mit einer maximalen Änderung je Iteration von 10% gegenüber den Ausgangsbedingungen ergeben sich die in Abbildung 7.47 dargestellten Änderungsvorgaben für die einzelnen Freiheitsgrade.

```

Faktoren zur Optimierung von Szenario Verlagerung 050 opt
=====
4
WEL
---
```

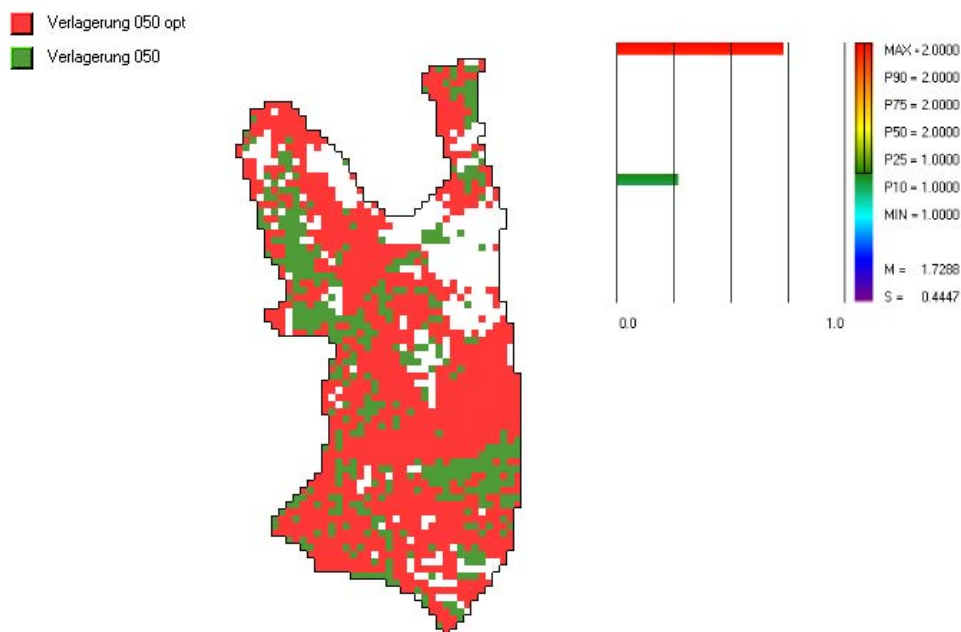
ID	Faktor	Grundwasserleiter	Entnahmeart	Region
00001	0.942	OGWL	Trinkwasser	Grenze Hessen
00002	1.032	OGWL	Trinkwasser	Mannheim
00003	0.883	OGWL	Trinkwasser	Heidelberg/Neckar
00004	0.908	OGWL	Trinkwasser	Süden
00005	0.934	OGWL	Industrie	Grenze Hessen
00006	0.931	OGWL	Industrie	Mannheim
00007	0.886	OGWL	Industrie	Heidelberg/Neckar
00008	0.846	OGWL	Industrie	Süden
00009	0.916	OGWL	Beregnung	Grenze Hessen
00010	1.000	OGWL	Beregnung	Mannheim
00011	1.162	OGWL	Beregnung	Heidelberg/Neckar
00012	0.940	OGWL	Beregnung	Süden
00013	0.530	MGWL	Trinkwasser	Grenze Hessen
00014	0.531	MGWL	Trinkwasser	Mannheim
00015	0.586	MGWL	Trinkwasser	Heidelberg/Neckar
00016	0.816	MGWL	Trinkwasser	Süden
00017	0.607	MGWL	Industrie	Grenze Hessen
00018	0.712	MGWL	Industrie	Mannheim
00019	0.671	MGWL	Industrie	Heidelberg/Neckar
00020	0.692	MGWL	Industrie	Süden
00021	1.000	MGWL	Beregnung	Grenze Hessen
00022	1.000	MGWL	Beregnung	Mannheim
00023	1.000	MGWL	Beregnung	Heidelberg/Neckar
00024	0.846	MGWL	Beregnung	Süden
00025	0.518	UGWL	Trinkwasser	Grenze Hessen
00026	0.540	UGWL	Trinkwasser	Mannheim
00027	0.705	UGWL	Trinkwasser	Heidelberg/Neckar
00028	0.766	UGWL	Trinkwasser	Süden
00029	0.568	UGWL	Industrie	Grenze Hessen
00030	0.997	UGWL	Industrie	Mannheim
00031	0.704	UGWL	Industrie	Heidelberg/Neckar
00032	0.702	UGWL	Industrie	Süden
00033	1.000	UGWL	Beregnung	Grenze Hessen
00034	1.000	UGWL	Beregnung	Mannheim
00035	1.000	UGWL	Beregnung	Heidelberg/Neckar
00036	1.000	UGWL	Beregnung	Süden

Abbildung 7.47: Protokoll eines Optimierungslaufs

Man sieht deutlich, dass eine grundsätzliche Reduktion der Entnahmen angestrebt wird. Dies ist teilweise auf die veränderten Anfangsbedingungen (erhöhte Entnahmen im OGWL) zurückzuführen, bestätigt aber auch die vorangegangenen Erkenntnisse über die grundsätzlich positiven Wirkung einer Reduktion der Entnahmen. Viel deutlicher sind jedoch die Unterschiede in den Änderungsfaktor hinsichtlich der Entnahmestockwerke: während im OGWL die Reduktion gering ausfällt und in Einzelfällen sogar eine Erhöhung vorgeschlagen wird, so ist die Reduktion in den tiefer liegenden Stockwerken sehr hoch und erreicht teilweise

die maximal mögliche Änderung (5 Iterationen x 10% = 0.50). Die Relation der Änderungen im OGWL zum MGWL lässt sich grundsätzlich als Verlagerung der Entnahmen deuten. Regional lässt sich ableiten, dass insbesondere im Mannheimer Raum und im Grenzbereich zu Hessen eine Verlagerung anzustreben ist. Weiter kann man erkennen, dass bei den Entnahmen der Öffentlichen Wasserversorger die stärksten Änderungen vorgeschlagen werden (nicht zuletzt, da die Trinkwasserentnahmen knapp 2/3 der gesamten Entnahmen ausmachen).

Beim Vergleich der Bewertungen der beiden Szenarien *Verlagerung 050* vor und nach der Optimierung (Abbildung 7.48) zeigt sich, dass hauptsächlich im Bereich von Siedlungsstandorten die Optimierung eher schlecht bewertet wird, da sich letztendlich aufgrund der reduzierten Entnahmen die Grundwasserstände tendenziell anheben und so eher eine Vernässungsgefährdung für die Keller darstellt. Allerdings sieht man auch, dass sich in den durch die großen Oberflächengewässer dominierten Bereichen nur wenige Änderungen ergeben.



**Abbildung 7.48:** Vergleich der Optimierungsszenarien *Verlagerung 050* (vor Optimierung) und *Verlagerung 050 opt* (nach Optimierung), Szenario mit jeweils bester Bewertung für das Gesamtsystem

Grundsätzlich gestaltet sich nicht nur die automatische Optimierung für das Gesamtsystem schwierig. Aufgrund der unterschiedlichen Anforderungen der Anspruchsgruppen und den teilweise stark voneinander abweichenden Werte- und Bewertungsbereiche der einzelnen Hypothesen (innerhalb derer beispielsweise der Grundwasserstand als optimal angesehen wird) ist ein Ausgleich der Interessen daher nur bedingt möglich.

Wird die Optimierung hingegen nur auf eine einzige Hypothese angewandt (Definition genau einer Anspruchsgruppe mit genau einer Hypothese), so können deutliche Verbesserungen erzielt werden.

Je komplexer die zu bewertende Situation und Konstellation der beteiligten Anspruchsgruppen, desto schwieriger wird es sein, mit einer automatischen Optimierung eine Verbesserung der Gesamtsituation zu erzielen, ohne eine (politische) Diskussion über die einzelnen Ansprüche und deren Gewicht zu führen. Allerdings ermöglicht eine solche Optimierung Handlungsoptionen aufzuzeigen, die für sich genommen zu einer besseren Bewertung einer Hypothese führen. Dies bestätigt nochmals die Begrifflichkeit des Entscheidungsunterstützungssystems, welches durch verschiedene Funktionalitäten eine Entscheidung vorbereiten, diese jedoch nicht abschließend vornehmen kann.



# 8 Zusammenfassung und Ausblick

## Ausgangsbasis

Grundlage dieser Arbeit war die Studie zur „Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit“ (KOBUS & MÖDINGER, 2002). Die Studie hatte zum Ziel, Kriterien zur Beurteilung der zukünftigen Entwicklung der Grundwassersituation in dieser Region aufzustellen, sowie Handlungsoptionen zu ermitteln, die zu einer Verbesserung der regionalen Grundwasserbewirtschaftung hin zu einer nachhaltigen Situation beitragen. Mit Hilfe von numerischen Modelluntersuchungen, Szenarienanalysen sowie die Einbeziehung der verschiedenen beteiligten Anspruchsgruppen wurden die spezifischen Problemstellungen in der Region praxisnah behandelt. Wesentliche Erkenntnisse aus dieser Studie waren zum einen die Notwendigkeit der Wissensvermittlung über die komplexen systemaren Zusammenhänge sowie die Diskussion der unterschiedlichen Einschätzungen und Anforderungen verschiedener Anspruchsgruppen hinsichtlich einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung. Schließlich konnten regionale Handlungsoptionen vorgestellt werden, die zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung beitragen können.

Die spezifische Aufgabenstellung der vorangegangenen Studie wurde in der vorliegenden Arbeit generalisiert. Folgende allgemeine Fragestellungen sollten beantwortet werden:

- Was versteht man grundsätzlich unter einer nachhaltigen, regionalen Grundwasserbewirtschaftung?
- Wie lässt sich Nachhaltigkeit in der Grundwasserbewirtschaftung quantifizieren?
- Welche Möglichkeiten gibt es, die Grundwasserbewirtschaftung hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit zu analysieren und fundierte Verbesserungsvorschläge zu formulieren?

Die Erkenntnisse aus der Diskussion der oben aufgeführten Fragestellungen waren Grundlage zur Entwicklung eines praxisnahen Entscheidungsunterstützungssystems.

Die Abfolge der Kapitel spiegelt die kontinuierliche Entwicklung des Entscheidungsunterstützungssystems für eine reale Problemstellung dar, angefangen von theoretischen Überlegungen zu nachhaltiger Entwicklung und deren systematischen Beschreibung und praktischen Erfassung, über die Entwicklung einer Bewertungsmethodik bis hin zur praxisnahen Anwendung.

## Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung

In einem ersten Schritt wurde der Begriff der Nachhaltigkeit zunächst nochmals theoretisch beleuchtet und für die weitere Arbeit konkretisiert. Obwohl sich der Begriff der Nachhaltigkeit mittlerweile in nahezu allen Bereichen unseres Lebens wiederfindet, gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Definitionen. Wesentliches Merkmal einer nachhaltigen

Entwicklung bzw. Ressourcenbewirtschaftung ist in dieser Arbeit eine langfristige und dauerhafte Strategie, die mindestens die Aufrechterhaltung des Status Quo zum Ziel hat. Dabei sind ökologische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Bedürfnisse in ausgewogenem Maße zu berücksichtigen.

Meist sind die Ansätze zur Beschreibung nachhaltiger Entwicklung allgemein formuliert und behandeln daher häufig nicht die Kriterien für eine praktische Umsetzung. Aufgrund der anwendungsorientierten Ausrichtung dieser Arbeit soll dieser Aspekt jedoch im Vordergrund stehen.

Bisher sind nur wenige konkrete Ansätze zur Beschreibung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung vorhanden. Diese gehen vor allem auf folgende Punkte ein:

- natürliche Gegebenheiten,
- ökologische Auswirkungen,
- gesellschaftliche Anforderungen,
- ökonomische Überlegungen,
- politische und administrative Rahmenbedingungen.

Der im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Ansatz geht von einer operationellen Definition aus. Dabei wird direkt auf einzelne Prozesse im Grundwassersystem sowie auf Interaktionen mit angrenzenden Systemen eingegangen, wobei die oben genannten Faktoren implizit Berücksichtigung finden. Die Gesamtheit aller relevanten Vorgänge sowie deren Einschätzung ergibt dann das Bild einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung. Dieser Ansatz hat insbesondere den Vorteil, dass er sich aus den realen Gegebenheiten und Anforderungen ableitet und nicht einer theoretischen Zielvorstellung unterliegt.

Zur Unterscheidung der Prozesse und Interaktionen wurden auf regionaler Ebene fünf wesentliche Systembereiche identifiziert:

- Grundwassersystem als eigenes Ökosystem,
- Interaktionen mit Landökosystemen,
- Interaktionen mit Oberflächengewässern,
- administrative und systemare Grenzen überschreitende Auswirkungen und
- Nutzung des Grundwassers als Ressource.

Alle Prozesse lassen sich dabei auf Quantität und Qualität des Grundwassers sowie den Grundwasserstand zurückführen.

Auf Grundlage der identifizierten Prozesse und Interaktionen wurden in einem zweiten Schritt Hypothesen formuliert. Diese Hypothesen stellen Bedingungen oder Ziele dar, die unter Gesichtspunkten einer nachhaltigen Entwicklung erfüllt oder erreicht werden sollten. Die Aussage einer Hypothese ist dabei jeweils die Zufriedenheit mit der Erfüllung der definierten Bedingungen oder Ziele.

Aufgrund der Vielzahl von identifizierten Prozessen und Interaktionen konzentriert sich diese Arbeit im Wesentlichen auf die Problemstellung im Anwendungsfall der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum als Beispiel für dicht besiedelte und stark industrialisierte Räume mit zusätzlich intensiven landwirtschaftlichen Nutzungen sowie hohen Anforderungen an den Naturschutz. Die Liste der aufgestellten Hypothesen ist daher erweiterbar, wobei die Relevanz der aufgestellten Hypothesen für ein zu untersuchendes Gebiet jeweils zu überprüfen ist.

### **Entwicklung einer Bewertungsmethodik**

Durch die Hypothesen werden die Anforderungen an eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung verbal formuliert. Zur Bewertung dieser Hypothesen durch ein Entscheidungsunterstützungssystem müssen diese Hypothesen auch formell beschrieben werden, es sind also Parameter sowie zugehörige Maßskalen zu bestimmen. Auch die unterschiedlichen Interessen der verschiedenen Anspruchsgruppen sollen in geeigneter Weise Berücksichtigung finden.

Hierfür wurde eine zweistufige Bewertungsmethodik entwickelt:

(1) Bewertung der Hypothesen

Die Bewertung einer Hypothese wird durch den Zufriedenheitsgrad mit der Erfüllung der durch die Hypothese aufgestellten Ziele bzw. Anforderungen dargestellt. Da die Hypothese zunächst nur in verbaler Form aufgestellt wurde, muss diese in geeigneter Weise in eine formale Struktur eingebettet werden, um sie so einer Bewertung zugänglich zu machen. Die Hypothese wird somit quantifizierbar gemacht.

- Identifikation der relevanten Parameter

Jeder Prozess oder jede Interaktion lässt sich durch Indikatoren - verschiedene physikalische, chemische, ökonomische, etc. Parameter oder Maßzahlen (z. B. Wasserstand, Durchfluss, Nitratgehalt, Aufbereitungskosten) - beschreiben.

- Quantifizierung der Indikatoren

Jeder Indikator besitzt jeweils eine kardinale und eine ordinale Skala. Die kardinale Skala ergibt sich aus dem Wertebereich des zu Grunde liegenden Parameters. Die ordinale Skala wird für die Einschätzung (z. B. *gut, schlecht, viel, wenig*) des kardinalen Wertes eines Parameters verwendet. Die Transformation der Werte von der kardinalen auf die ordinale Skala wird mit Fuzzy Sets realisiert. Diese ermöglichen die Zuweisung von linguistischen Werten zu bestimmten Wertebereichen, wobei die Grenzen der Wertebereiche nicht scharf bestimmt werden müssen und sich überlappen können. Damit ist es einerseits möglich, Unsicherheiten bei der Festlegung der kardinalen Wertebereiche zu berücksichtigen, andererseits können Ungenauigkeiten durch die räumliche Aggregation von höher aufgelösten Daten auf das Bewertungsraster, durch die thematische Aggregation von Parametern oder in den verwendeten numerischen Modellen einbezogen werden.

- Klassifizierung der Indikatoren

Die Ursache-Wirkungs-Beziehungen innerhalb der Prozesse oder Interaktionen werden durch die Einordnung der Indikatoren in ein Indikatorensystem dargestellt. Hierfür wurde das DPSIR-Schema zur Erfassung von Umweltindikatoren (SMEETS & WETERINGS, 1999) modifiziert und den spezifischen Anforderungen angepasst:

- *Driving Forces* sind Gewichtungsfaktoren, welche die Bedeutung der Hypothese hinsichtlich Ökologie, Ökonomie und Gesellschaft verdeutlichen.
- *State*-Indikatoren beschreiben den aktuellen Systemzustand selbst (kardinale Skala).
- *Pressure*-Indikatoren beschreiben die Bedeutung des Systemzustands für das System (ordinale Skala).
- *Impact*-Indikatoren stellen die zeitlich aggregierten Auswirkungen dar, die sich durch die Systemzustände ergeben.
- *Response*-Indikatoren beschreiben die Zufriedenheit mit der Erfüllung einer Hypothese.
- *Action*-Indikatoren zeigen Möglichkeiten auf, wie auf einen nicht-zufriedenstellenden Zustand reagiert werden kann.

- Verknüpfung der Indikatoren

Die Verknüpfungen der Indikatoren werden durch wissensbasierte Regelsysteme realisiert. Jede Regel besteht dabei aus verschiedenen Prämissen (*Wenn*) und einer Konklusion (*Dann*). Alle möglichen *Wenn-Dann*-Kombinationen müssen durch das Regelsystem abgedeckt werden.

Da die den Hypothesen zugrunde liegenden Prozesse und Interaktionen meist unterschiedliche räumliche Wirkungsbereiche haben, wird ein einheitliches quadratisches Raster zur räumlichen Diskretisierung über den Betrachtungsraum gelegt und für jede Zelle der Zufriedenheitsgrad jeder Hypothese berechnet. Damit regionale Prozesse, die mehrere Zellen umfassen, berücksichtigt werden können, können die Bewertungen der umliegenden Zellen über einen Gewichtungsfaktor mit einbezogen werden. Diese räumliche Aggregation wird bei der Bildung der *Pressure*-Indikatoren vorgenommen.

Für die Einschätzung der Nachhaltigkeit ist insbesondere die zeitliche Entwicklung der Bewertung von Interesse. Um langfristige Auswirkungen erfassen und beschreiben zu können, werden die Hypothesen für jeden Zeitpunkt der Bewertungszeitspanne ausgewertet. Anschließend erlauben verschiedene Methoden eine zeitliche Aggregation der Bewertungen. Diese Aggregation schließt die Berechnung der *Impact*-Indikatoren ab.

(2) Bewertung des Gesamtsystems

Jede Anspruchsgruppe hat meist eine eigene Wahrnehmung von bzw. andere Anforderungen an eine nachhaltige Entwicklung sowie unterschiedliche Prioritäten bezüglich der Hypothesen. Aus diesem Grund findet zunächst eine Bewertung des System aus der Sicht der jeweiligen Anspruchsgruppen statt. Dabei wählt jede Anspruchsgruppe die für sie relevanten Hypothesen sowie ein geeignetes

Aggregationsverfahren zur Ermittlung einer Systembewertung aus. Diese Systembewertung wird für jede Zelle des Bewertungsrasters durchgeführt.

Anschließend werden die Systembewertungen der einzelnen Anspruchsgruppen - in gleicher Weise wie schon die Aggregation der Hypothesen zu einer Systembewertung für eine Anspruchsgruppe - zu einer Gesamtsystembewertung aggregiert. Unterschiedliche Gewichtungen der Anspruchsgruppen finden dabei im Gegensatz zur möglichen Gewichtung der Hypothesen nicht statt, da sich hierbei ein Vermittlungsproblem über die Wahl der Gewichtung ergibt, sie kann aber fallbezogen vorgenommen werden.

Ein einzelner „Nachhaltigkeitsindex“ als Endergebnis soll nicht angegeben werden, da eine räumliche Aggregation der zellscharfen Bewertungen einen Informationsverlust über die räumliche Verteilung bedeutet. Der Vergleich unterschiedlicher Systembewertungen wird allerdings durch die graphische Darstellung eines Histogramms der Bewertungen (kardinale oder ordinale Klasseneinteilung) sowie durch die Angabe verschiedener statistischer Kenngrößen unterstützt.

Grundsätzlich besteht das Problem der Festlegung, wann eine Situation als nachhaltig angesehen werden kann. Per Definition ist ein Prozess oder eine Interaktion eigentlich nur dann als nachhaltig anzusehen, wenn die zugehörige Hypothese vollständig erfüllt ist. In der Regel wird eine Hypothese jedoch nicht in jeder Zelle des Bewertungsrasters zu 100% erfüllt. Eine praktikable Definition für die Grenze, wann eine Grundwasserbewirtschaftung noch als nachhaltig angesehen werden kann, wurde über die ordinale Bewertungsskala realisiert. Diese ist in ihren Merkmalsausprägungen (*sehr hoch, hoch, ambivalent, gering, sehr gering*) für die Zufriedenheit mit einer Hypothese sowie für die Bewertung des Gesamtsystems gleich. Solange die Bewertung im Bereich des Merkmals mit der höchsten Zufriedenheit liegt, ist die Grundwasserbewirtschaftung als nachhaltig anzusehen. Für eine regionale Grundwasserbewirtschaftung ist es daher durchaus denkbar, das trotz lokaler Defizite (geringe Bewertung in einer Zelle) das Gesamtsystem als nachhaltig angesehen werden kann.

### **Aufbau eines Entscheidungsunterstützungssystems**

Um die Anwendung der Bewertungsmethode zu ermöglichen, wurde ein Software-Prototyp eines anwendungsorientierten Entscheidungsunterstützungssystems aufgebaut. Mit dem System ist es möglich, die aktuelle sowie mögliche zukünftige Bewirtschaftungsstrategien zu analysieren, zu bewerten und miteinander zu vergleichen. Darüber hinaus werden Optionen zur Verbesserung der aktuellen Strategie angeboten.

Nach der Integration der Bewertungsmethodik in das Entscheidungsunterstützungssystem war dessen Bedienung ein weiteres wichtiges Kriterium. Ziel war es, das System auch für Entscheidungsträger und Anspruchsgruppen einfach zugänglich zu machen. Eine graphische Benutzeroberfläche mit Online-Hilfe sowie die Visualisierung der Bewertungsergebnisse erleichtern dem weniger erfahrenen Nutzer den Umgang mit der Software. Dies wurde mit Visual Basic .NET programmtechnisch umgesetzt.

Neben der Benutzeroberfläche zur Steuerung und Visualisierung ist die Datenbasis ein Grundbaustein der Systemstruktur. Sie besteht aus:

- den Definitionen der Hypothesen,
- den Interessen der unterschiedlichen Anspruchsgruppen,
- den Eingabedaten für externe Simulationsmodelle,
- den Ausgabedaten aus Modellrechnungen.

Kern des Systems stellen die verschiedenen analytischen Werkzeuge zur Verarbeitung der Daten dar. Grundsätzlich ist das System modular aufgebaut. Interne Schnittstellen definieren den Datenaustausch zwischen Berechnungsmethoden, Indikatorklassen und externer Simulationsmodelle. Die unterschiedlichen verfügbaren Methoden werden zur Laufzeit in das Programm eingebunden, so dass eine Erweiterung der Funktionalität ohne Änderung des Hauptprogramms möglich ist.

Für die Simulation des Grundwassersystems wurde MODFLOW2000 (HARBAUGH, 2000), ein auf finiten Differenzen basierendes Grundwasserströmungsmodell, eingesetzt.

Für die Entscheidungsunterstützung stehen neben der Bewertung der Hypothesen und Anspruchsgruppen Sensitivitätsanalysen, eine Szenarioanalyse sowie eine indikatoren gesteuerte Optimierung zur Verfügung.

Um die Güte eines Ergebnisses oder einer Entscheidung zu überprüfen, können an verschiedenen Stellen Sensitivitätsanalysen vorgenommen werden:

- Sensitivitäten der Modellreaktionen bei Änderung unterschiedlicher Modelleinflüsse (Entnahmen, Neubildung durch Niederschlag, etc.)
- Sensitivitäten in Abhängigkeit der Schärfe der Wertebereichsabgrenzung bei der Definition der Fuzzy Sets
- Sensitivitäten bei der Gewichtung und Kompensation der Hypothesen bzw. Anspruchsgruppen

Für eine Szenarioanalyse müssen die unterschiedlichen Szenarien zunächst von den Entscheidungsträgern definiert werden. Die wichtigste Einflussgröße bei der Grundwasserbewirtschaftung stellt dabei die Grundwasserentnahme dar. Resultat der auf den Bewertungsergebnissen in jeder Zelle basierenden Szenarioanalyse ist eine absolute und eine relative, normierte Rangfolge der Szenarien. Zusätzlich wird die Schwankungsbreite der Bewertungen angegeben.

Bei der indikatoren gesteuerten Optimierung wird im Zuge der Formulierung der Hypothesen ein *Action*-Indikator formuliert, der die Stellschraube sowie die Richtung der Änderung in Abhängigkeit der Auswertungsergebnisse festlegt. Dabei können sich für unterschiedliche Hypothesen unterschiedliche Richtungen der Änderung ergeben (beispielsweise gleichzeitige Erhöhung und Reduzierung der Entnahmen). Die Maßnahmen, die für jeden Hypothese und Bewertungszelle vorgeschlagen werden, werden deshalb im Zuge der Aggregation der unterschiedlichen Hypothesen für eine Gesamtbewertung mit den gleichen Gewichtungsfaktoren aggregiert.

## Anwendung des Entscheidungsunterstützungssystems

Das entwickelte Entscheidungsunterstützungssystem wurde abschließend für den realen Anwendungsfall der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum eingesetzt. Dabei konnte auf Annahmen und Erkenntnisse einer Studie für den baden-württembergischen Betrachtungsraum (KOBUS & MÖDINGER, 2002) zurückgegriffen werden. Somit war es auch möglich, die Ergebnisse der Bewertung durch das Entscheidungsunterstützungssystem qualitativ zu überprüfen.

Zunächst wurde das Referenzszenario *Zustand STATUS QUO*, welches den aktuellen Bewirtschaftungszustand repräsentiert, über einen Zeitraum von 15 Jahren simuliert. Anschließend wurde die Bewirtschaftung analysiert und mit Hilfe des Entscheidungsunterstützungssystems bewertet. Dabei wurden nicht nur die Hypothesen und die Anspruchsgruppen ausgewertet, sondern es wurden auch die Sensitivitäten der Modellreaktionen, der Bewertungsskalen der Hypothesen sowie der Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren bestimmt. Ebenso wurden verschiedene, schon in der oben erwähnten Projektstudie definierte Szenarien berechnet und bewertet. Eine Szenarioanalyse ermöglichte die räumlich differenzierte Darstellung von Unterschieden durch die verschiedenen Bewirtschaftungsansätze (Szenarien). Eine abschließende Optimierung der Bewirtschaftung basierend auf den Bewertungsergebnissen der Hypothesen sowie den sich daraus ergebenden Änderungen der Bewirtschaftung konnte die Erkenntnisse aus der Szenarioanalyse unterstützen.

Die Rechenzeit für eine solche Bewertung mit ca. 5200 Bewertungszellen über einen Simulationszeitraum von 15 Jahren bei neun Hypothesen und vier Anspruchsgruppen liegt mit 12 -13 Stunden auf einem Pentium 4 Rechner mit 3.0 GHz in einem für langfristige, strategische Planungen vertretbaren Rahmen. Für einen Optimierungsprozess mit 5 Iterationsschleifen ergibt sich somit eine Rechenzeit von knapp drei Tagen.

Für die konkrete Anwendung des Entscheidungsunterstützungssystems auf die Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum lassen sich folgende Aussagen für eine zukünftige Ausrichtung der Bewirtschaftungsstrategie machen:

- Durch die Grundwasserbewirtschaftung ist der vertikale Austausch insbesondere zwischen OGWL und MGWL weitgehend umgekehrt worden gegenüber der natürlichen Austauschrichtung. Aufgrund der teilweise sehr hohen qualitativen Belastungen im OGWL ergibt sich daher ein erhöhtes Gefährdungspotenzial der Schadstoffverschleppung in bislang weitgehend unbelastete Grundwasserschichten. Dies ist insbesondere in der Nähe großer und in tieferen Grundwasserstockwerken liegenden Entnahmen (beispielsweise im Raum Mannheim) festzustellen.
- Auswirkungen der Grundwasserbewirtschaftung auf unterschiedliche Landnutzungen lassen sich fast ausschließlich nur in den Regionen erkennen, die nicht in von hydrologischen Randbedingungen - insbesondere in der Nähe von Oberflächengewässern mit großen Abflüssen wie bei Rhein und Neckar - dominierten Bereichen des Untersuchungsraums liegen.
- Die gleichmäßige Reduktion der Entnahmen in allen Stockwerken trägt praktisch nicht zur Verbesserung des vertikalen Austausches bei, da sich die unterschiedlichen

Grundwasserpotenziale in den Stockwerken relativ zueinander nur unwesentlich ändern. Allerdings führt die Reduktion der Entnahmen zu einem großräumigen Anstieg des oberflächennahen Grundwasserspiegels und somit zu Änderungen der Standortbedingungen für unterschiedliche Landnutzungen.

- Die Verlagerung der Entnahmen aus den tieferen Aquiferen in den OGWL hat messbaren Einfluss auf die vertikale Austauschrichtung, so dass teilweise eine Umkehr festzustellen ist. Allerdings ändern sich im OGWL die Grundwasserstände lokal sehr viel stärker aufgrund der Häufung von Entnahmen in diesem Stockwerk. Man muss daher den Einfluss auf die unterschiedlichen Landnutzungen differenziert betrachten.
- Tendenziell ist die Verlagerung der Entnahmen der Reduzierung vorzuziehen (vorbehaltlich lokaler Gegebenheiten, da bei zu hohen Entnahmen im OGWL die Grundwasserstände möglicherweise so weit abgesenkt werden könnten, dass eine weitere Entnahme nicht mehr möglich ist). Ein weiterer Vorteil der Konzentration der Entnahmen im OGWL kann sich dann ergeben, wenn die Entnahmen in ein Sanierungskonzept für den oberflächennahen Grundwasserleiter eingebunden werden. Erhöhte Entnahmen bedeuten in der Regel kürzere Verweilzeiten, so dass Verunreinigungen schneller aus dem System befördert werden könnten.
- Maßnahmen der Grundwasserbewirtschaftung dürfen nicht durch administrative Grenzen beschränkt werden. Gerade im Raum Mannheim-Ludwigshafen liegen sehr viele und auch große Entnahmen im MGWL und UGWL, und auch der Rhein kann dort nicht mehr als hydraulische Grenze angesehen werden kann. Änderungen hier wirken sich hier weiträumig und sogar teilweise bis an die Modellgrenzen aus. Dies gilt insbesondere für die Maßnahmen der Entnahmeverlagerungen.

Grundsätzlich werden die Ergebnisse der Studie zur Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum durch diese Arbeit bestätigt.

### Schlussfolgerungen

Aus den Betrachtungen zur Definition einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung, der Entwicklung einer Bewertungsmethodik sowie dem Aufbau und der Anwendung des Entscheidungsunterstützungssystems lassen sich folgende Schlussfolgerungen formulieren:

- Die regionalen Gegebenheiten und spezifischen Ansprüche müssen bei der Definition einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung berücksichtigt werden. Aus diesem Grund ist das Entscheidungsunterstützungssystem modular aufgebaut worden, so dass entsprechende Ergänzungen bzw. Änderungen ohne großen Aufwand umgesetzt werden können. Dieser Ansatz hat sich bei der Anwendung des DSS auf die Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum als sehr vielversprechend gezeigt.
- Es besteht ein grundsätzlicher Konsens über eine regionale Betrachtung der räumlichen Ausdehnung des Untersuchungsgebietes für die Grundwasserbewirtschaftung. Dabei stellt das Einzugsgebiet die wichtigste Orientierungsgröße dar. Administrative Grenzen müssen dabei eine untergeordnete Rolle spielen und gegebenenfalls überschritten werden, um eine dem System entsprechende einheitliche Bewirtschaftungsstrategie zu



entwickeln. Dies wird durch die Ergebnisse aus dem hier beschriebenen Anwendungsfall verdeutlicht.

- Die zu betrachtende Skala spielt eine wesentliche Rolle bei der Formulierung von Hypothesen für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung. Trotz lokaler Defizite kann eine Grundwasserbewirtschaftung auf regionaler Ebene nachhaltig sein.
- Mit dem vorgestellten Entscheidungsunterstützungssystem lassen sich lokale Problembereiche hinsichtlich einer nachhaltigen Entwicklung im Betrachtungsraum identifizieren. Prinzipiell kann das Entscheidungsunterstützungssystem für jede räumliche Diskretisierung angewendet werden, allerdings müssen dann die Definitionen sowie die Bewertungsskalen der Hypothesen der jeweiligen Rasterweite angepasst werden. Aufgrund der hier beschriebenen regionalen Ausrichtung des DSS ist es angebracht, lokal höher aufgelöste Simulationsmodelle zur Ermittlung der tatsächlichen lokalen Auswirkungen einzusetzen.
- Die entwickelte Bewertungsmethode besitzt ein hohes Maß an Transparenz und ist aufgrund der Verwendung linguistischer Werte bei der Bewertung auch für fachfremde Entscheidungsträger verständlich und nachvollziehbar. Darüber hinaus werden die spezifischen Anforderungen und Interessen der unterschiedlichen Anspruchsgruppen berücksichtigt. Dies trägt in besonderem Maße zur Akzeptanz der auf Grundlage der Bewertungsergebnisse getroffenen Entscheidungen bei.
- Das Entscheidungsunterstützungssystem erlaubt den Entscheidungsträgern, Optionen für eine zukünftige, langfristig ausgerichtete Grundwasserbewirtschaftung zu überprüfen und zu vergleichen. Somit kann der technische - aber auch der politisch vertretbare - Handlungsspielraum bei der Festlegung der Bewirtschaftungsstrategie im Vorfeld abgegrenzt werden und eine Bandbreite möglicher Bewirtschaftungsoptionen für weitere Diskussionen festgelegt werden.
- Grundsätzlich geht es um die langfristige Ausrichtung der Grundwasserbewirtschaftung. Dabei werden allgemeine und richtungsweisende Ziele für die Bewirtschaftung ausgegeben, wie zum Beispiel die Reduktion der Entnahmen an einem Brunnen um einen gewissen Prozentsatz.
- Die Kompensation von saisonalen oder zeitlich begrenzten Schwankungen oder Einflüssen ist dabei nicht Aufgabe der regionalen Grundwasserbewirtschaftung. Vielmehr kann dies - sofern erwünscht - bei dem aktuellen Betrieb der lokalen Anlagen Berücksichtigung finden.
- Für sehr unterschiedliche und teilweise gegensätzliche Anforderungen an die Grundwasserbewirtschaftung durch die verschiedenen Anspruchsgruppen ist eine Optimierung durch das Entscheidungsunterstützungssystem mit wachsender Komplexität der Zusammenhänge weniger effizient durchführbar. Allerdings eignet sich die Optimierung sehr gut für die Verbesserung einzelner Hypothesen. Damit lassen sich individuelle Handlungsoptionen aufzeigen, die dann Grundlage einer Diskussion über die gesamte Bewirtschaftungsstrategie sein können. Dies unterstreicht jedoch, dass es sich bei dem entwickelten Programm um ein die Entscheidung unterstützendes Werkzeug handelt, das den Entscheidungsträger aber nicht die tatsächlich zu treffenden Entscheidungen abnimmt.

Abschließend kann man festhalten, dass mit dem hier entwickelten Ansatz zur Beschreibung und Erfassung einer nachhaltigen regionalen Grundwasserbewirtschaftung und der Umsetzung dieser Bewertungsmethodik in einem praxisorientierten Entscheidungsunterstützungssystem ein Werkzeug zur Verfügung gestellt wurde, das systemorientiert Fragen zu Einflüssen und Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsstrategien behandelt und Optionen für eine Verbesserung der Nachhaltigkeit aufzeigen kann.

### Ausblick

In der vorliegenden Arbeit lag das Hauptaugenmerk auf der regionalen Betrachtung der Grundwasserbewirtschaftung, der Entwicklung eines grundsätzlichen Bewertungskonzepts sowie einer anwendungsorientierten Software zur Erfassung und Bewertung einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung. Für weitergehende Betrachtungen und die Weiterentwicklung der Bewertungsmethode sowie des Entscheidungsunterstützungssystems sollten folgende fachliche (📖) und softwaretechnische (💻) Aspekte berücksichtigt werden:

- 📖 Die Liste der aufgestellten Hypothesen für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung bezieht sich im Wesentlichen auf die spezifischen Einflussfaktoren des untersuchten Rhein-Neckar-Raums. Dabei wurden insbesondere Fragen der vertikalen Schadstoffverschleppung sowie konkurrierender Anforderungen unterschiedlicher Anspruchsgruppen behandelt. Andere Aspekte, wie beispielsweise der Umgang mit fossilen Grundwasservorkommen, mit Salzwasserintrusion bei küstennahen Grundwasserleitern, mit der Trockenlegung von Sumpfbereichen oder mit landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen, wurden nur kurz angesprochen. Bei Bedarf müssen die entsprechenden Hypothesen hierfür aufgestellt werden. Damit kann das Anwendungsgebiet des Systems thematisch deutlich ausgeweitet werden.
- 📖 Die Bedeutung der Betrachtungsskala für die jeweiligen Hypothesen wurde ausführlich diskutiert. Ebenso wurde dargestellt, dass lokale Defizite nicht unbedingt eine nachhaltige Bewirtschaftung in der gesamten Region ausschließen. Prinzipiell erscheint eine Übertragung der hier beschriebenen Bewertungsmethode für eine regionale Grundwasserbewirtschaftung auf kleinräumige, lokale Bewirtschaftungsmaßnahmen grundsätzlich möglich. Allerdings müssen die Hypothesen der jeweiligen Skala und den zur Verfügung stehenden Daten angepasst werden.
- 📖 In dieser Arbeit wurden nur Prozesse und Interaktionen betrachtet, die in direkter Abhängigkeit zur Grundwasserbewirtschaftung stehen. Konsequenzen wie beispielweise die veränderte Arbeitsmarktsituation aufgrund höherer Wasserpreise oder die Steuerung der industriellen Entwicklung durch Wasserschutz- und Wassersparmaßnahmen wurden nur indirekt bei der Formulierung der Hypothesen berücksichtigt. Eine Modellierung dieser weitergehenden Zusammenhänge ist denkbar, allerdings nicht trivial und aufgrund der Komplexität hinsichtlich der Notwendigkeit zu hinterfragen. Hierfür müssen die entsprechenden Modelle in das Entscheidungsunterstützungssystem eingebunden werden. Durch den modularen Aufbau und die Bereitstellung von entsprechenden Schnittstellen ist dies ohne Weiteres durchführbar. Damit lassen sich die Hypothesen um weitere Parameter erweitern, beziehungsweise können neue Hypothesen, die sich mit den ergänzenden Sachverhalten beschäftigen, aufgestellt

werden. Eine integrierte Simulation und Bewertung von weitaus komplexeren Systemen, die unter anderem auch das Grundwassersystem beinhalten, kann damit ermöglicht werden.

- ☞ Das Entscheidungsunterstützungssystem beinhaltet ein eigenes, auf die grundlegenden Belange reduziertes, geographisches Informationssystem. Die Datenverwaltung wird allerdings bei komplexen und größeren Simulationen an ihre Leistungsgrenzen stoßen. Die Integration des Systems in ein professionelles GIS (bzw. die Integration eines professionellen GIS in das System) ist daher zu empfehlen. Analog gilt dies für die Darstellung der Bewertungsergebnisse. Auch hier ist der Funktionsumfang den Basisanforderungen angepasst. Allerdings ist in diesem Punkt die Erweiterung des bestehenden Systems auch eine im Bezug auf den Aufwand vertretbare Option.
- ☞ Das Bewertungsraster und das Modellgitter des Grundwasserströmungsmodells haben identische Ursprungskoordinaten, Ausrichtung und Dimensionen. Die Entkopplung der unterschiedlichen Raster ermöglicht eine größere Flexibilität für den Einsatz verschiedener Modelle und höher aufgelöster Bewertungen. Allerdings können Interpolationsalgorithmen die Dauer des Bewertungsvorganges maßgeblich beeinflussen. Außerdem ist zu beachten, dass durch ein höher aufgelöstes Bewertungsraster eine Genauigkeit vorgespielt werden, kann die so möglicherweise nicht vorhanden ist, beziehungsweise nicht durch die betrachteten Prozesse gerechtfertigt ist.
- ☞ Die Benutzeroberfläche kann prinzipiell auch für die unabhängige Steuerung und Auswertung der verfügbaren Simulationsmodelle genutzt werden. Eine Auskopplung und Erweiterung der spezifischen Funktionalitäten ist denkbar. Allerdings gibt es beispielsweise für das Grundwasserströmungsmodell MODFLOW verschiedene (kommerzielle) und weit verbreitete Softwarepakete, so dass durch die Erweiterung des Entscheidungsunterstützungssystems nur die Bedienung im Bezug auf die Definition unterschiedlicher Szenarien verbessert wird.
- ☞ Benutzeroberfläche und Berechnungsalgorithmen wurden aufgrund einer einfacheren Kommunikation der Programmteile zunächst mit Visual Basic .NET realisiert. Es zeigten sich jedoch starke Einbußen in der Rechenleistung des Entscheidungsunterstützungssystems bei der Verarbeitung großer Datenmengen. Deshalb wurden Teile der Berechnungsalgorithmen in FORTRAN realisiert, was zu etwas aufwendigeren Schnittstellen und Austauschformaten führte. Für komplexere und größere Simulationen wird die Dauer des Bewertungsvorganges noch viel stärker von der Rechenzeit und weniger von der Datenverarbeitung dominiert. Dies kann eine weitere Konvertierung (und gegebenenfalls auch Parallelisierung) der restlichen Berechnungsalgorithmen notwendig machen, um die Dauer der Simulation und insbesondere der Bewertung in einem angemessenen Verhältnis zu dem zu simulierenden Zeitraum zu halten.



# Literaturverzeichnis

- ABDERRAHMAN, W. A. (2003):** Should intensive use of non-renewable groundwaterresources always be rejected? In: LLAMAS, R. & CUSTODIO, E. (2003)(Hrsg.): *Intensive Use of Groundwater. Challenges and Opportunities*. Lisse, The Netherlands: A. A. Balkema, Kap. 9, S. 191-203.
- ADAM, D. (1996):** *Planung und Entscheidung*. Wiesbaden: Gabler.
- AG BODEN (1996)** (Hrsg.): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Stuttgart: Schweizerbart
- APPELO, C. A. & POSTMA, D. (1994):** *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam: A. A. Balkema.
- ATMATZIDIS, E. ET AL. (1995):** Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung in der wissenschaftlichen und politischen Diskussion. Berlin, UBA-Texte Nr. 43/1995.
- BAAN, J. A. (1994):** Evaluation of water resources projects on sustainable development. *Proceedings*, Conference on Water Management in a Changing World. Karlsruhe, S. 63-72.
- BACHFISCHER, R. (1978):** Die ökologische Risikoanalyse. Eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung, TU München, Dissertation.
- BAKALOWICZ, M. (1994):** Water Geochemistry: Water Quality and Dynamics. In: GIBERT, J. ET AL. (1994) (Hrsg.): *Groundwater Ecology*. Kap. 4, S. 97-127, San Diego: Academic Press.
- BÁRDOSSY, A. ET AL. (1985):** Composite programming as an extension of compromise programming. In: SERAFINI, P. (1985) (Hrsg.): *Mathematics of Multiple Objective Optimization*. S. 375-408, Wien: Springer.
- BARLOW, P. M. (2003):** Ground Water in Freshwater-Saltwater Environments of the Atlantic Coast. U.S. Geological Survey Circular 1262.
- BEAR, J. ET AL. (1999)** (Hrsg.): *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers. Concepts, Methods, and Practices*. Dordrecht, Boston, London: Kluwer.
- BECKER, A. (1995):** Problems and progress in macroscale hydrological modelling. In: FEDDES, R. A. (1995) (Hrsg.): *Space and Time Scale Variability and Interdependencies in Hydrological Processes*. S. 135-143, Cambridge: Cambridge University Press.

- BMU (1992)** (Hrsg.): Agenda 21. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. BMU Dokumente. Bonn.
- BMU (2002)** (Hrsg.): *Umweltbericht 2002*.
- BMU (2003)** (Hrsg.): Hydrologischer Atlas von Deutschland.
- BOLLEYER, R. & RADERMACHER, W. (1993)**: Aufbau der Umwelt ökonomischen Gesamtrechnung: Ein Bericht aus der Werkstatt. In: *Wirtschaft und Statistik*, Nr. 2, S. 138-152.
- BORN, M. (2002)**: Von Stockholm 1972 bis Rio 1992: Ein Rückblick auf das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung. URL: [http://www.worldsummit2002.de/downloads/rio\\_10\\_A.pdf](http://www.worldsummit2002.de/downloads/rio_10_A.pdf). Zugriffsdatum: 22.03.2005
- BREDEHOEFT, J. D. (1997)**: Safe Yield and the Water Budget Myth. In: *Ground Water*, 35 (6), S. 929.
- BREDEHOEFT, J. D. ET AL. (1982)**: Groundwater: The Water-Budget Myth. In: GEOPHYSICS STUDY COMMITTEE (1982) (Hrsg.): *Scientific Basis of Water-Resource Management*. Kap. 4, S. 51-57, Washington, D.C.: National Academic Press.
- BUI, T. X. (1987)**: A Group Decision Support System for Cooperative Multiple Criteria Group Decision Making. In: GOOS, G. & HARTMANIS, J. (1987) (Hrsg.): *Lecture Notes in Computer Science*, Bd. 290. Berlin, Heidelberg: Springer.
- BÁRDOSSY, A. & DUCKSTEIN, L. (1995)**: Fuzzy Rule-Based Modeling with Applications to Geophysical, Biological and Engineering Systems. Boca Raton: CRC Press.
- VON CARLOWITZ, H. C. (1713)**: Sylvicultura Oeconomica oder hauswirthliche Nachricht und naturmässige Anweisung zur wilden Baumzucht.
- CHAPAGAIN, A. K. & HOEKSTRA, A. Y. (2004)**: *Water footprints of nations*. UNESCO-IHE, Value of Water Research Report Series, Nr. 16.
- CHENG, A. H.-D. & OUAZAR, D. (2003)** (Hrsg.): Coastal Aquifer Management. Monitoring, Modeling, and Case Studies. CRC Press.
- COELLO COELLO, C. A. ET AL. (2002)**: *Evolutionary Algorithms for Solving Multi-Objective Problems*. New York: Kluwer Academic.
- CSD (2001)** (Hrsg.): Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. New York: United Nations.

- CUSTODIO, E. (1992):** Hydrogeological and Hydrochemical Aspects of Aquifer Overexploitation. In: SIMMERS, I. ET AL. (1992) (Hrsg.): *Selected Papers on Aquifer Overexploitation*. Hannover: Heinz Heise.
- DALY, H. E. (1990):** Toward some operational principles of sustainable development. In: *Ecological Economics*, 2 (1), S. 1-6.
- DAS GUPTA, A. & ONTA, P. R. (1997):** Sustainable Groundwater Resources Development. In: *Hydrological Sciences Journal*, 42 (4), S. 565-582.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (1994)** (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (1998)** (Hrsg.): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Bonn, Zur Sache 98 (4).
- DRESNER, S. (2002):** *The Principles of Sustainability*. London: Earthscan.
- DUBOIS, D. & PRADE, H. (1980):** *Fuzzy Sets and Systems: Theory and Applications*. New York, London, Toronto: Academic Press.
- DVWK (1984):** Berechnungsbedürftigkeit - Berechnungsbedarf. Modelluntersuchungen für die Klima- und Bodenbedingungen der Bundesrepublik Deutschland. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 205. Hamburg, Berlin: Paul Parey.
- DÖRING, R. (2004):** Wie stark ist schwache, wie schwach starke Nachhaltigkeit? Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Wirtschaftswissenschaftliche Diskussionspapiere 08/2004.
- EBERT, W. K. J. & REICHERT, F. (1991):** Ansätze zur ökonomisch-ökologischen Berichterstattung. Universität Erlangen-Nürnberg. Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Sozialpolitik, Beiträge zur wirtschaftswissenschaftlichen Forschung (2).
- ECKSTEIN, G. & ECKSTEIN, Y. (2003):** A Hydrogeological Approach to Transboundary Groundwater Resources and International Law. In: *American University International Law Review*, 19, S. 201-258.
- EEA (2005):** EEA core set of indicators. Guide. European Environment Agency 2005 (1)
- EISENFÜHR, F. & WEBER, M. (2003):** Rationales Entscheiden. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- EL-NAJDAWI, M. K. & STYLIANOU, A. C. (1993):** Expert support system: integrating AI technologies. In: *Communications of the ACM*, 36 (12), S. 55-65.

- EPA (2004):** How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites: A Guide for Corrective Action Plan Reviewers. EPA 510-R-04-002.
- ESTY, D. C. ET AL. (2005):** 2005 Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship. New Haven: Yale Center for Environmental Law & Policy.
- EU (2000):** Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327/1.
- EU (2003):** Kommission schützt Grundwasser vor Verschmutzung. Pressemitteilung der Europäischen Kommission IP/03/1280, 22.09.2003, Brüssel.
- EWG (1979):** Richtlinie 80/68/EWG des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe.
- EYKHOFF, P. (1974):** *System Identification. Parameter and State Estimation*. London: Wiley
- FEDRA, K. (1991):** Smart Software for Water Resources Planning and Management. In: LOUCKS, D. P. & DA COSTA, J. R. (1991) (Hrsg.): *Decision Support Systems: Water Resources Planning*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- FRIEND, A. M. & RAPPORT, D. J. (1991):** Evolution of macroinformation systems for sustainable development. In: *Ecological Economics*, 3 (1), S. 59-76.
- FÜRST, J. (2004):** *GIS in Hydrologie und Wasservirtschaft*. Heidelberg: Wichmann.
- GIBERT, J. ET AL. (1994):** Basic Attributes of Groundwater Ecosystems and Prospects for Research. In: GIBERT, J. ET AL. (1994) (Hrsg.): *Groundwater Ecology*. Kap. 1, S. 7-40, San Diego: Academic Press.
- GLEICK, P. H. (1993) (Hrsg.):** *Water in Crisis. A Guide to the World's Fresh Water Resources*. New York, Oxford: Oxford University Press.
- GONSER, T. (2000):** Das Grundwasser - ein obskurer Lebensraum. In: *EAWAG News*, 49d, S. 6-8.
- GOODLAND, R. & DALY, H. (1995):** Universal environmental sustainability and the principle of integrity. In: WESTRA, L. & LEMONS, J. (1995) (Hrsg.): *Perspectives on ecological integrity*. Dordrecht, Boston, London: Kluwer.
- GOUNOT, A. M. (1994):** Microbial Ecology of Groundwaters. In: GIBERT, J. (1994) (Hrsg.): *Groundwater Ecology*. Kap. 7, S. 189-215, San Diego: Academic Press.



- GROBOSCH, M. (2003):** Grundwasser und Nachhaltigkeit - Zur Allokation von Wasser über Märkte, Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Dissertation.
- GÜNTHER, E. & SCHUH, H. (2000):** Definitionen, Konzepte, Kriterien und Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung. In: *Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre*, 39/00.
- HAAMANN, L. (1990):** Die Konzentration und das Verhalten von Chrom in Böden, Pflanzen, Sicker- und Grundwasser gerbereischlamm-gedünkter Ackerflächen in der Umgebung von Weinheim, Universität Heidelberg, Dissertation
- HAHN, B. & ENGELEN, C. (2000):** Concepts of DSS systems. *Proceedings*, Decision support systems (DSS) for river basin management. International Workshop, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Veranstaltungen 4/2000.
- HAMMOND, A. ET AL. (1995):** *Environmental indicators: A systematic approach to measuring and reporting environmental policy performance in the context of sustainable development*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- HANSS, M. (2003):** Fuzzy-Methoden. Universität Stuttgart, Institut für Mechanik A, Vorlesungsunterlagen.
- HARBAUGH, A. W. (2000):** MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model - User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92.
- HARBAUGH, A. W. & MCDONALD, M. G. (1996):** User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey Open-File Report 96-485.
- HARBORTH, H.-J. (1999):** Sustainable Development - Nachhaltige Entwicklung. In: BRÖCHLER, S. (1999) (Hrsg.): *Handbuch Technikfolgenabschätzung*. S. 296–307, Berlin: edition sigma.
- VAN HERWIJNEN, M. & RIETVELD, P. (1999):** Spatial Dimensions in Multicriteria Analysis. In: THILL, J.-C. (1999) (Hrsg.): *Spatial Multicriteria Decision Making and Analysis. A geographic information sciences approach*. Kap. 4, S. 77-99, Aldershot, UK: Ashgate.
- HOPPENSTEDT, A & RIEDL, U. (1992):** Grundwasserentnahmen. In: STORM, P. C. & BUNGE, T. (1992) (Hrsg.): *Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung*. Berlin: Schmidt.
- HORSCH, H. ET AL. (2001)** (Hrsg.): *Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente zur Entscheidungsfindung und -umsetzung*. Marburg: Metropolis.

- HOUSTON, J. & HART, D. (2004):** Theoretical head decay in closed basin aquifers: an insight into fossil groundwater and recharge events in the Andes of northern Chile. In: *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 37, S. 131-139.
- HWANG, C. L. & YOON, K. (1981):** *Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications*. Berlin: Springer.
- HÖLTING, B. (1995):** Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. In: *Geologisches Jahrbuch*, Bd. 63, S. 5-24. Hannover.
- ICWE (1992):** The Dublin Statement on Water and Sustainable Development. International Conference on Water and Environment, Dublin, Ireland.
- IUCN ET AL. (1980):** World Conservation Strategy - Living Resource Conservation for Sustainable Development. Gland, Schweiz.
- JEDLITSCHKA, J. (1997):** Grundwasser und Grundwasserschutz im europäischen Zusammenhang. In: BEUDT, J. (1997) (Hrsg.): *Grundwassermanagement - Schutz, Reinigung, Sanierung*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- JÖRISSEN, J. ET AL. (1999):** Ein integratives Konzept nachhaltiger Entwicklung. Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte, FZKA 6393.
- JÜDES, U. (2000):** Towards a culture of sustainability. In: FILHO, W. L. (2000) (Hrsg.): *Communicating Sustainability*, Bd. 8, Kap. 6, S. 97-120. Bern u.a.: Peter Lang.
- KAHLENBORN, W. & KRAEMER, A. R. (1999):** *Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland*. Berlin u.a.: Springer.
- KIENDL, H. (1997):** *Fuzzy Control methodenorientiert*. München, Wien: Oldenbourg.
- KINZELBACH, W. ET AL. (1992):** Modellierung des regionalen Transports von Nitrat: Fallbeispiel Bruchsal-Karlsdorf. In: Kobus, H. (1992) (Hrsg.): *Schadstoffe im Grundwasser*, Bd. 1, S. 413-470. Weinheim: VCH.
- KINZELBACH, W. & KUNSTMANN, H. (1998):** Sustainable Management of Groundwater Resources. *Proceedings*, Stockholm Water Symposium.
- KOBUS, H. & MÖDINGER, J. (2002):** Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit. Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, Technischer Bericht TB 2002/15 HG 286.
- KOBUS, H. (1996):** Water Supply from Groundwater Resources and Ecology: Issues and Controversies. NATO Advanced Research Workshop, Visegrád, Ungarn.

- KOBUS, H. (1999):** Groundwater Resources Management: Principles and Strategies. Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, Vorlesungsunterlagen.
- KOFALK, S. ET AL. (2001):** Machbarkeitsstudie zum Aufbau eines Decision Support Systems (DSS). Zusammenfassung des im Auftrag der BfG erstellten Berichts „Towards a Generic Tool for River Basin Management - feasibility study“. Mitteilungen BfG-Projektgruppe Elbe-Ökologie, 8.
- KRUSE, R. ET AL. (1995):** Fuzzy Systems. *Leitfäden der Informatik*, Stuttgart: Teubner.
- LAUX, H. (2003):** *Entscheidungstheorie*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- LAWA (2001)** (Hrsg.): Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestwasserabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und zur Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug. Schwerin: Kulturbuch-Verlag.
- LEHN, H. ET AL. (1999):** Nachhaltiger Umgang mit Gewässern. Ökologische, ökonomische und soziale Zieldimensionen der Agenda21. In: *gnf Wasser Abwasser*, 140 (13), S. 14-20.
- LEHN, H. ET AL. (1996):** *Wasser - die elementare Ressource: Leitlinien einer nachhaltigen Nutzung*. Berlin u.a.: Springer.
- LEINER, B. (1982):** *Einführung in die Zeitreihenanalyse*. München, Wien: Oldenbourg.
- LENKENHOFF, P. & ROSE, U. (2003):** Erfassung und Gefährdungsanalyse grundwasserabhängiger Ökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen - Teil 2: Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme. LAWA, Projekt G1.01.
- LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (2005):** Grundwasserüberwachungsprogramm - Ergebnisse der Beprobung 2004, Reihe Grundwasserschutz, 27.
- LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (2004)** (Hrsg.): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. Grundlagen, Ermittlung und Beispiele.
- LINDNER, W. (1983):** Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien, Universität Stuttgart, Dissertation.
- LLAMAS, R. (2004):** *Series on Water and Ethics*. Essay 7: Water and Ethics. Paris: UNESCO
- LLAMAS, R. & CUSTODIO, E. (2003)** (Hrsg.): *Intensive Use of Groundwater. Challenges and Opportunities*. Lisse, The Netherlands: A. A. Balkema.

- LOUCKS, D. P. & DA COSTA, J. R. (1991)** (Hrsg.): Decision Support Systems: Water Resources Planning. *Proceedings*, NATO Advanced Research Workshop on Computer-Aided Support Systems for Water Resources, Research and Management, Ericeira, Portugal.
- LOUCKS, D. P. (2002)**: Quantifying system sustainability using multiple risk criteria. In: BOGARDI, J. J. & KUNDZEWICZ, Z. W. (2002) (Hrsg.): *Risk, Reliability, Uncertainty, and Robustness of Water Resources Systems*. International Hydrology Series, Kap. 19, S. 169-180. Cambridge: University Press.
- LOUCKS, D. P. & GLADWELL, J. S. (1999)** (Hrsg.): *Sustainability Criteria for Water Resources Systems*. International Hydrology Series, Cambridge: Cambridge University Press.
- LOUCKS, D. P. & KADEN, S. O. (1999)**: Nachhaltigkeit wasserwirtschaftlicher Systeme. In: *wmt*, (1+2), S. 46-50.
- LOUCKS, D. P. ET AL. (2000)**: Sustainable Water Resources Management. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126 (2), S. 43-47.
- MAUSER, W. (2003)**: GLOWA-Danube: Integrative hydrologische Modellentwicklung zur Entscheidungsunterstützung beim Einzugsgebietsmanagement. In: *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 147 (6), S. 68-75
- MCDONALD, M. G. & HARBAUGH, A. W. (1988)**: A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model, U.S. Geological Survey, Reston, Virginia, USA.
- MCKINNEY, D. C. ET AL. (1999)**: Modeling Water Resources Management at the Basin Level: Review and Future Directions. IWMI, SWIM Paper 6, Colombo, Sri Lanka.
- MEADOWS, D. H. ET AL. (1992)**: *Beyond the limits*. London: Earthscan.
- MEADOWS, D. H. ET AL. (1972)**: *The Limits of Growth*. New York: Universe Books.
- MEINZER, O. E. (1923)**: Outline of groundwater hydrology. USGS Water-Supply Paper 494.
- MILDNER, S. (2003)**: Nachhaltige Entwicklung: Eine Einführung in den Begriff. URL: <http://www.weltpolitik.net/print/454.html>. Zugriffsdatum: 21.03.2005
- MILES, J. C. & CHAMBET, P. D. (1995)**: Safe Yield of Aquifers. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121 (1), S. 1-8.
- MORRIS, B. L. (2003)**: Groundwater and its susceptibility to degradation: A global assessment of the problem and options for management. UNEP Early Warning and Assessment Report Series, RS. 03-3, Nariobi, Kenia.

- MURCOTT, S. (1997):** Sustainable Development: A Meta-Review of Definitions, Principles, Criteria Indicators, Conceptual Framework and Information Systems. *Proceedings, Sustainability Indicators, Annual Conference of the American Association for the Advancement of Science, Seattle, WA, U.S.A.*
- MYSIAK, J. ET AL. (2002):** Decision Support for Water Resources Management: An Application Example of the MULINO DSS. In: RIZZOLI, A. E. & JAKEMAN, A. J. (2002) (Hrsg.): *Integrated Assessment and Decision Support*. 1<sup>st</sup> Biennial Meeting of the iEMSs.
- NOVOTNY, V. (2003):** *Water Quality. Diffuse Pollution and Watershed Management*. New York: John Wiley & Sons.
- OECD (1993)** (Hrsg.): *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews*. Environment Monographs, 83, Paris: OECD.
- OECD (2004)** (Hrsg.): *OECD Key Environmental Indicators*. Paris.
- OTT, K. (2002):** Nachhaltigkeit des Wissens - was könnte das sein? In: HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG (Hrsg.): *Gut zu Wissen - Links zur Wissensgesellschaft*. Verlag Westfälisches Dampfboot.
- PEARCE, D. W. & BARBIER, E. B. (2000):** *Blueprint for a Sustainable Economy*. London: Earthscan.
- PEARCE, D. W. ET AL. (1989):** *Blueprint for a Green Economy*. London: Earthscan.
- POSTEL, S. (1993):** *Die letzte Oase*. Frankfurt: Fischer.
- PRINZ, H. (1997):** *Abriß der Ingenieurgeologie*. Stuttgart: Enke.
- PURI, S. (2001)** (Hrsg.): *Internationally Shared (Transboundary) Aquifer Resources Management*. IHP Non Serial Publications in Hydrology, Paris: UNESCO.
- RADERMACHER, W. ET AL. (1998):** *Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland*. Beiträge zu den umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Statistisches Bundesamt, Band 5. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- REITSMA, R. F. (1996):** Structure and support of water-resources management and decision-making. In: *Journal of Hydrology*, 177, S. 253-268.
- RENNINGS, K. (1994):** *Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- ROJANSCHI, V. (2002):** Effects of Upscaling for a Finite-Differences Flow Model, Universität Stuttgart, Master's Thesis.

- ROSE, U. & LENKENHOFF, P. (2002):** Erfassung und Gefährdungsanalyse grundwasserabhängiger Ökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen - Teil 1: Erarbeitung und Bereitstellung der Grundlagen und erforderlicher praxisnaher Methoden zur Typisierung und Lokalisation grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme. LAWA, Projekt G1.01.
- ROWE, W. D. (1977):** *An anatomy of risk*. Wiley Series on Systems Engineering and Analysis. New York : Wiley.
- SAATY, T. L. (1980):** *The Analytical Hierarchy Process*. New York: McGraw-Hill.
- SAMULEIT (2002):** Persönliche Mitteilung.
- SCHEFFER, F. ET AL. (2002):** *Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg, Berlin: Spektrum.
- SCHNECK, A. (2006):** Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes, Universität Stuttgart, Dissertation (in Vorbereitung).
- SCHOLLES, F. (1997):** Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. Weiterentwicklung der ökologischen Risikoanalyse vor dem Hintergrund der neueren Rechtslage und des Einsatzes rechnergestützter Werkzeuge. *UVP spezial*, 13. Dortmund: Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- SCHOLLES, F. (2003):** Planung unter Unsicherheit: Der Risikobegriff in Theorie und Methodik der Umweltplanung. In: *Planungsrundschau*, 8, S. 51-70.
- SCHUH, H. (2001):** Entscheidungsorientierte Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung, TU Dresden, Dissertation.
- SIMONOVIC, S. P. (1996):** Decision Support Systems for Sustainable Management of Water Resources: 1. General Principles. In: *Water International*, 21, S. 223-232
- SIMONOVIC, S. P. & BENDER, M. J. (1996):** Collaborative planning support system: an approach for determining evaluation criteria. In: *Journal of Hydrology*, 177, S. 237-251.
- SMEETS, E. & WETERINGS, R. (1999):** Environmental indicators: Typology and overview. European Environment Agency, 25.
- SOPHOCLEOUS, M. (1997):** Managing water resources systems: why “safe yield” is not sustainable. In: *Ground Water*, 35 (4), S. 561.
- SOPHOCLEOUS, M. (2000):** The Origin and Evolution of Safe-Yield Policies in the Kansas Groundwater Management Districts. In: *Natural Resources Research*, 9 (2), S. 99-109.

- SRU (1994)** (Hrsg.): *Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (2002)** (Hrsg.): *Umweltgutachten 2002*.
- STEINBERG, C. ET AL. (2002)**: *Nachhaltige Wassernwirtschaft. Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems*. Berlin: Erich Schmidt.
- STEINER, M. & LEHN, H. (1999)**: Towards the Sustainable Use of Water: A Regional Approach for Baden-Württemberg, Germany. In: *Water Resources Development*, 15 (3), S. 277-290.
- TAPPEINER, U. (1992)**: Problemfelder einer integrierten Umweltgesamtrechnung aus ökologischer Sicht. In: HOLUB, H. W. ET AL. (1992) (Hrsg.): *Darstellung und Beurteilung von Ansätzen zum Aufbau einer umweltbezogenen volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung*. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, S. 3-24. Innsbruck, Wien, Luxemburg.
- TECLE, A. (1992)**: Selecting a multicriterion decision making technique for watershed resources management. In: *Water resources bulletin*, 28, S. 129-140.
- TREMMELE, J. (2003)**: *Nachhaltigkeit als politische und analytische Kategorie - Der deutsche Diskurs um nachhaltige Entwicklung im Spiegel der Interessen der Akteure*. München: oekom.
- TURBAN, E. (1995)**: *Decision support and expert systems: management support systems*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- UBA (1997)**: *Nachhaltiges Deutschland - Wege zu einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung*. Berlin: Erich Schmidt.
- UN (1972)**: Report of the United Nations Conference on the Human Environment 1972.  
URL: <http://www.unep.org/Documents/Default.asp?DocumentID=97>.  
Zugriffsdatum: 22.03.2005.
- UNDP (2001)** (Hrsg.): *Human Development Report 2001. Making new technologies work for human development*. New York, Oxford: Oxford University Press.
- UVM (1999)**: *Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum. Fortschreibung 1983-1998*. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.
- WALZ, R. (1997)**: *Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem - Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung*. Forschungsbericht UBA, UBA-FB 97-022.

- WBGU (1997):** Welt im Wandel: Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- WCED (1987):** *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.
- WETERINGS, R. & OPSCHOOR, J. B. (1994):** *Towards Environmental Performance Indicators Based on the Notion of Environmental Space*. Rijswijk, Netherlands: Advisory Council for Research on Nature and Environment, Nr. 96.
- WINTER, T. C. ET AL. (1998):** Ground Water and Surface Water. A Single Resource. U.S. Geological Survey Circular 1139.
- WOLBRING, F. A. & SCHULTZ, G. A. (1995):** A communication support system for a water authority dealing with reservoir management. In: *Modelling and Management of Sustainable Basin-scale Water Resources Systems*, Bd. 231.
- WOLF, M.-A. (2003):** Sustainability - Ziele, Wege, Tools. Universität Stuttgart, Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Vorlesungsunterlagen.
- ZADEH, L. A. (1965):** Fuzzy sets. In: *Information and Control*, 8, S. 338-353.
- ZANGEMEISTER, C. (1973):** *Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen*. München: Wittemann.
- ZELNY, M. (1973):** Compromise Programming. In: COCHRANE, J. L. & ZELNY, M. (1973) (Hrsg.): *Multiple Criteria Decision Making*. S. 262-301, Columbia, SC: University of South Carolina Press.
- ZIESCHANK, R. ET AL. (1993):** Vorstudie Indikatorensystem. Endbericht im Auftrag des Statistischen Bundesamtes, Wiesbaden. Beiträge zur umweltökonomischen Gesamtrechnung, Heft 1.
- ZIMMERMANN, H.-J. (1990):** *Fuzzy set theory and its applications*. Bosten, Dordrecht, London: Kluwer.



# Anhang

## A.1 Ausgewählte Bildschirme des Entscheidungsunterstützungssystems

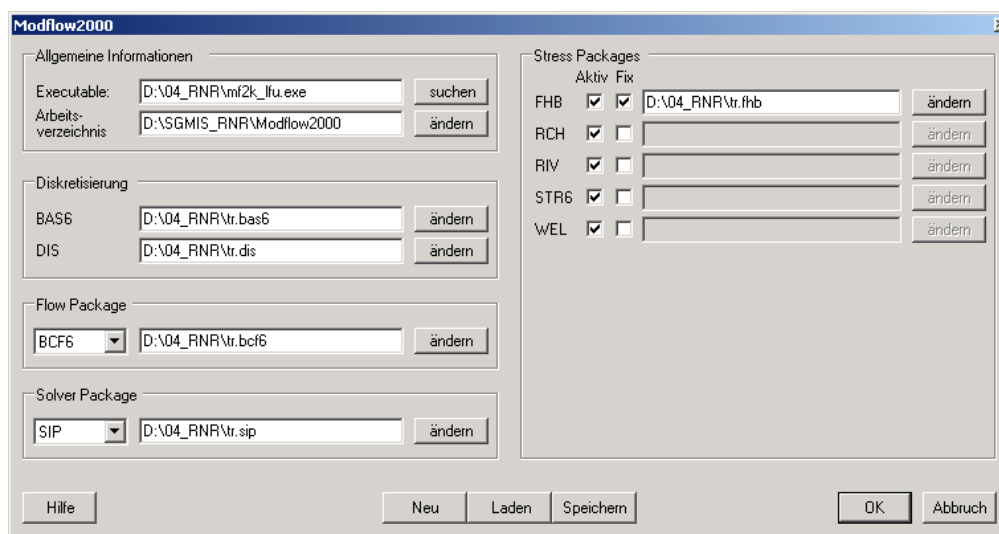


Abbildung A.1.1: Hauptbildschirm Simulationsmodelle (hier: MODFLOW2000)

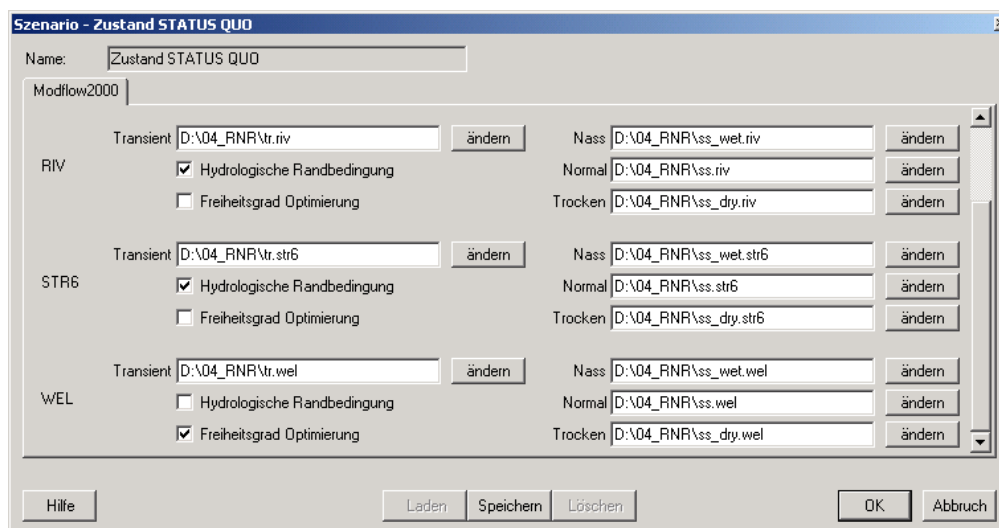


Abbildung A.1.2: Bildschirm Szenariodefinition (Registerkarte MODFLOW2000)

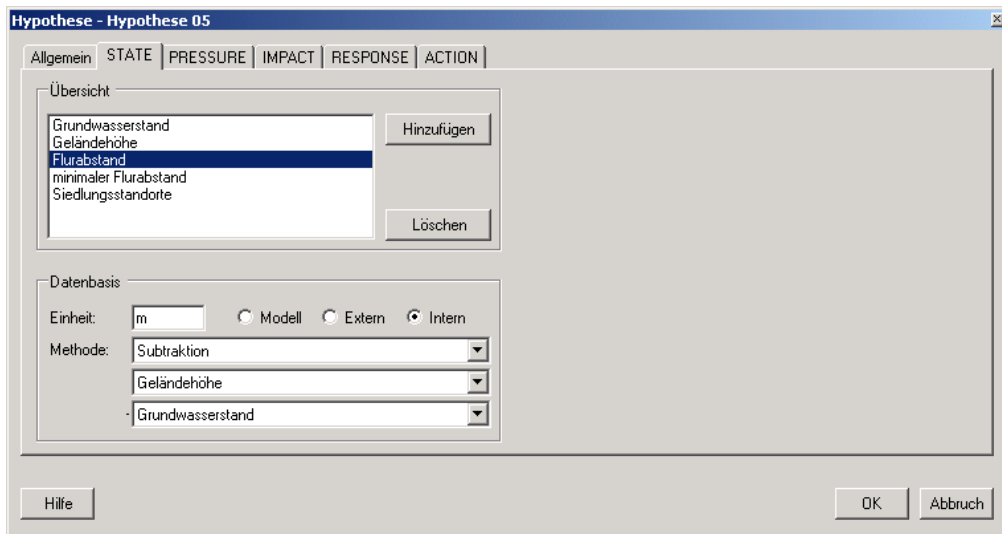


Abbildung A.1.3: Definition einer Hypothese, *State*-Indikator

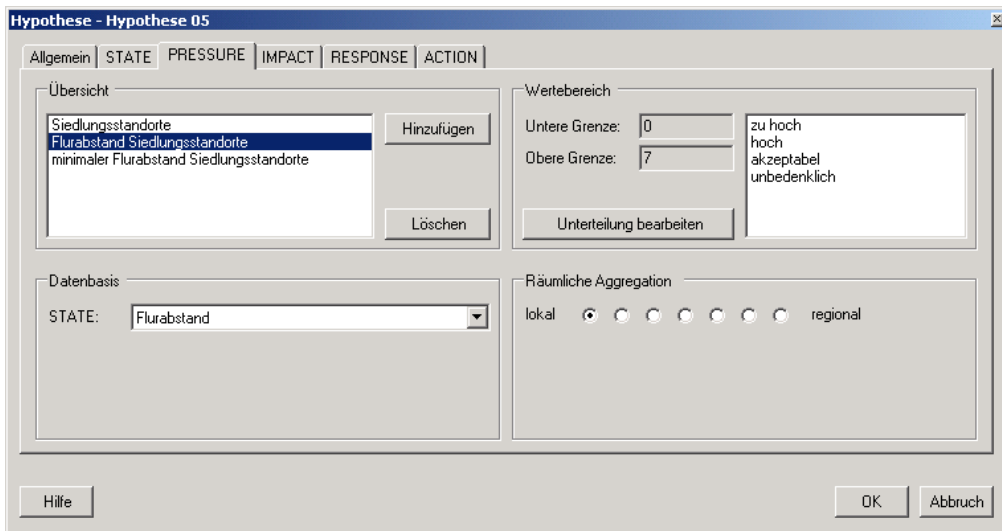


Abbildung A.1.4: Definition einer Hypothese, *Pressure*-Indikator

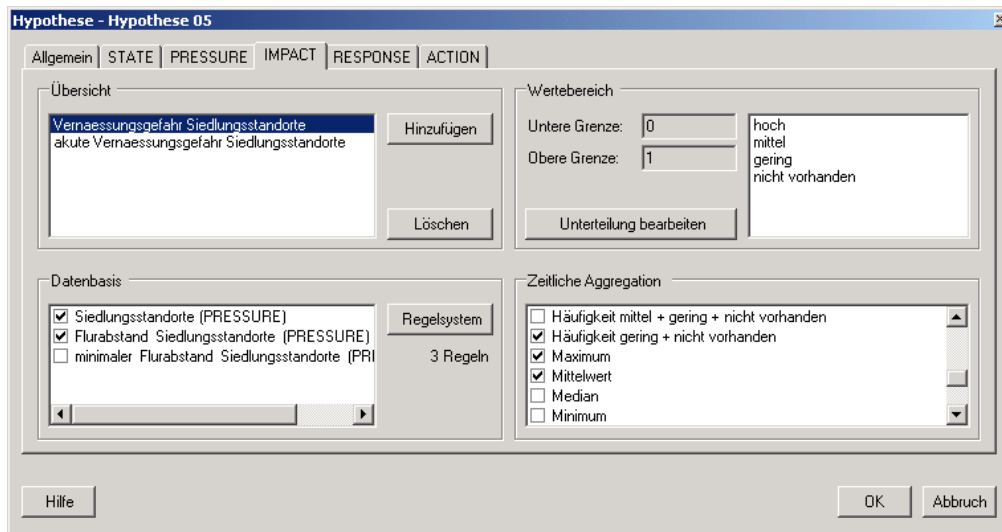


Abbildung A.1.5: Definition einer Hypothese, *Impact*-Indikator

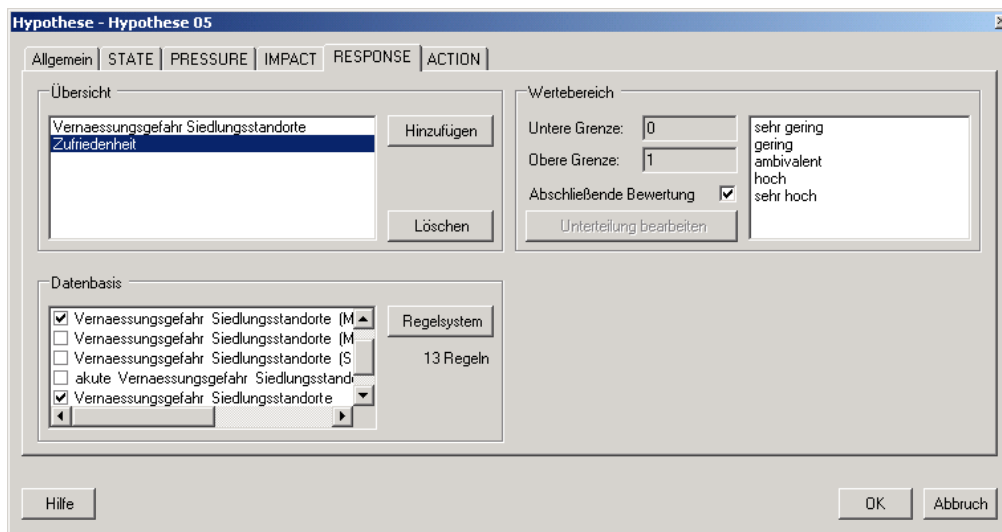


Abbildung A.1.6: Definition einer Hypothese, *Response*-Indikator

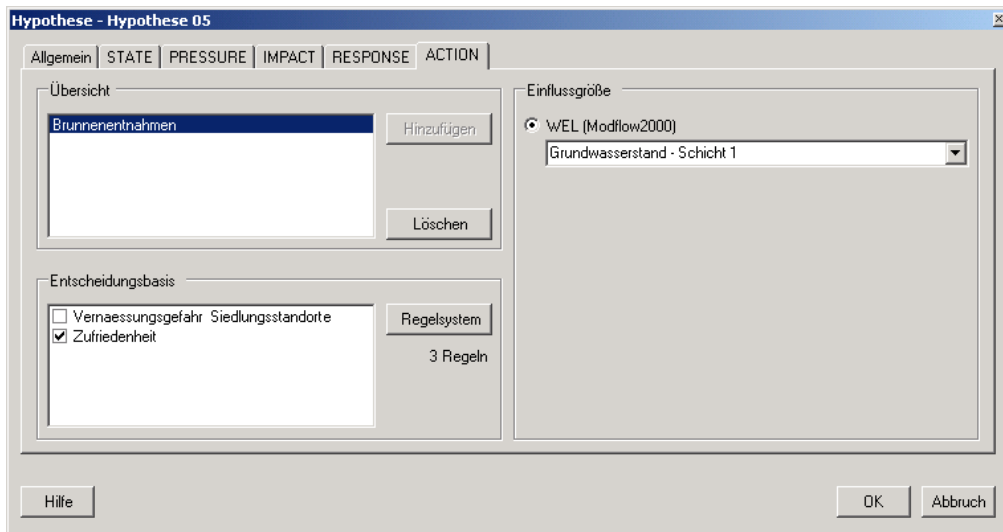


Abbildung A.1.7: Definition einer Hypothese, *Action*-Indikator

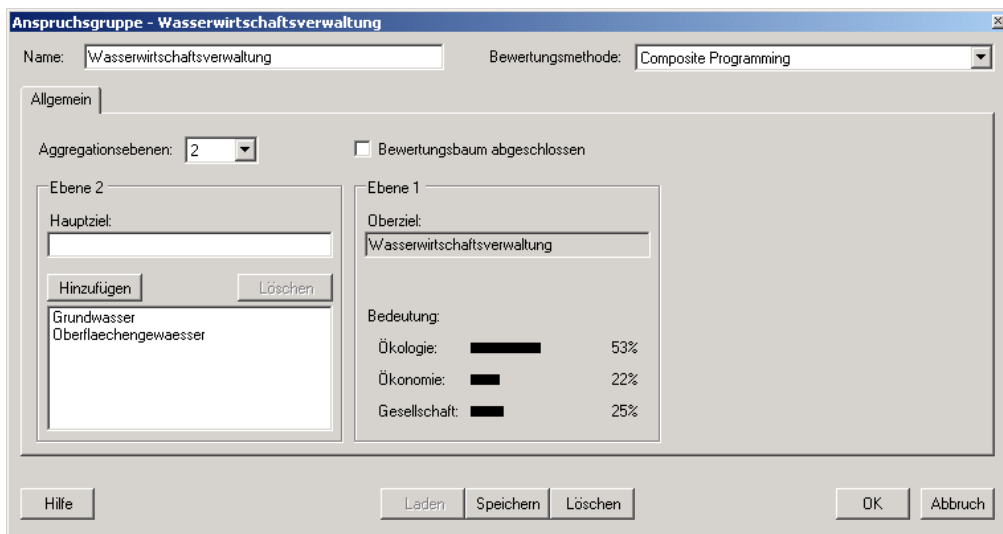
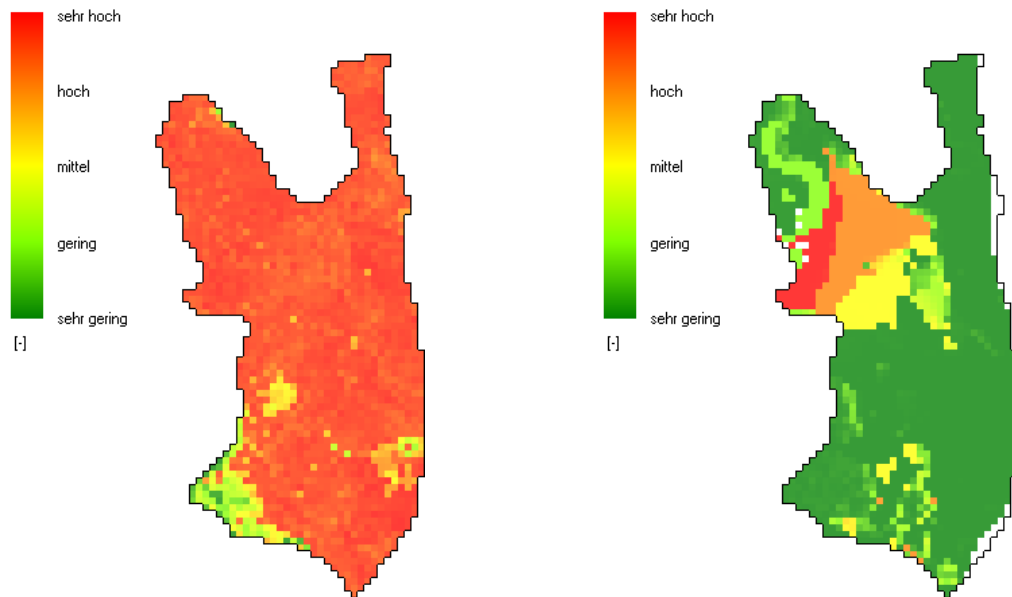


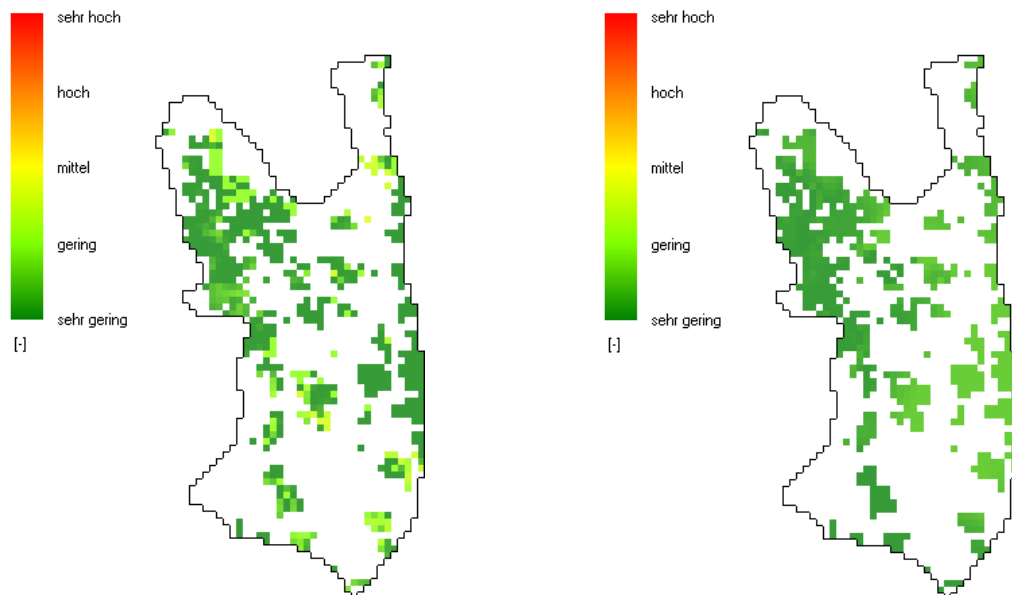
Abbildung A.1.8: Darstellung einer Anspruchsgruppe: Aufstellen eines hierarchischen Zielsystems

## A.2 Ergänzende Abbildungen zur Szenarioanalyse



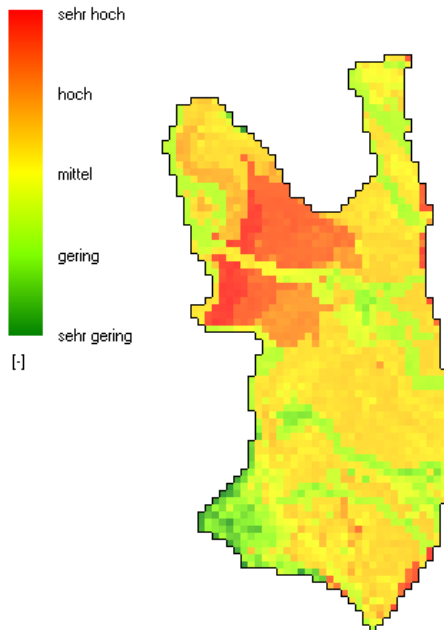
**Abbildung A.2.1:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch)

**Abbildung A.2.2:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung)

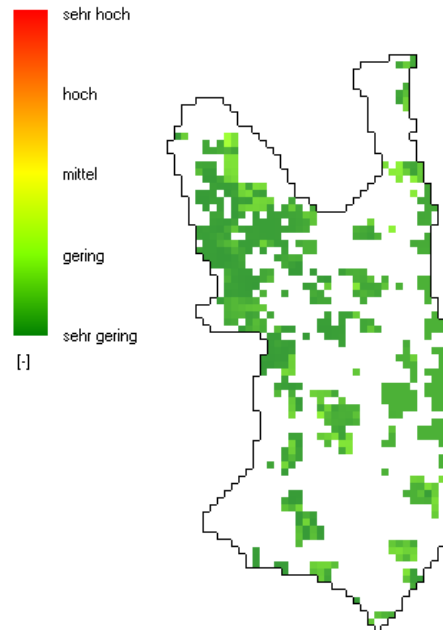


**Abbildung A.2.3:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für Hypothese 5 (nasse Keller)

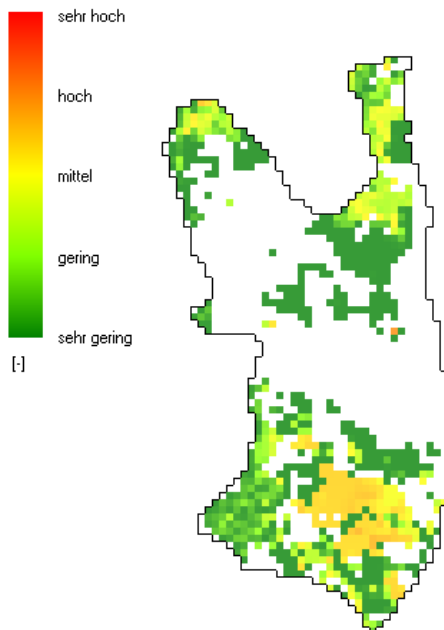
**Abbildung A.2.4:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für Hypothese 6 (Setzungen)



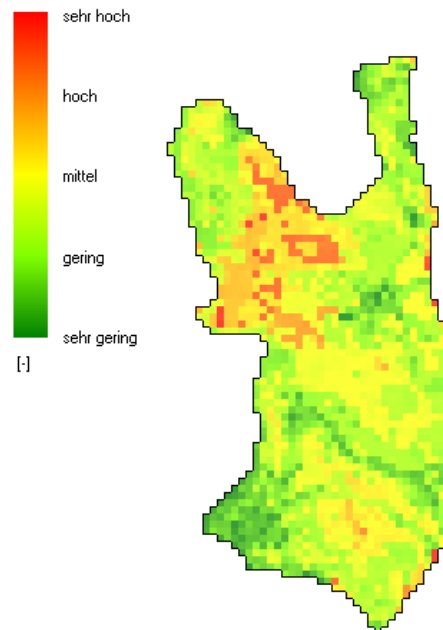
**Abbildung A.2.5:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für Anspruchsgruppe Wasserwirtschaft



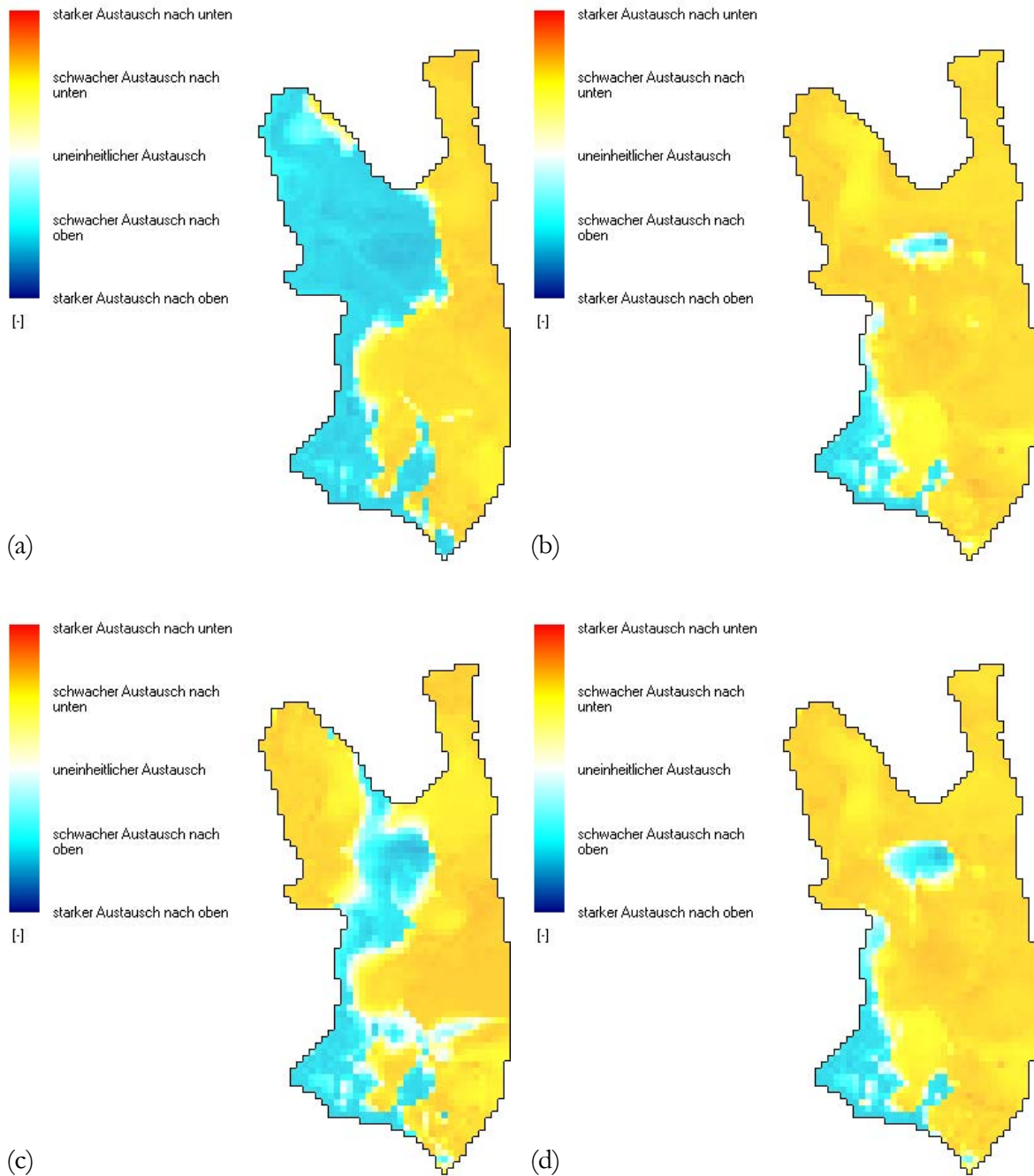
**Abbildung A.2.6:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für Anspruchsgruppe Siedlungen



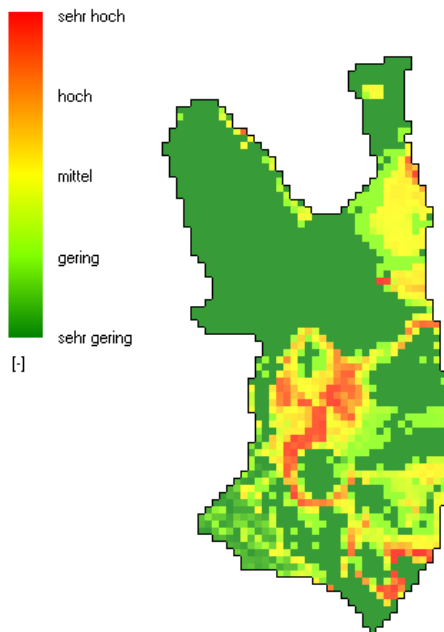
**Abbildung A.2.7:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für Anspruchsgruppe Landnutzungen



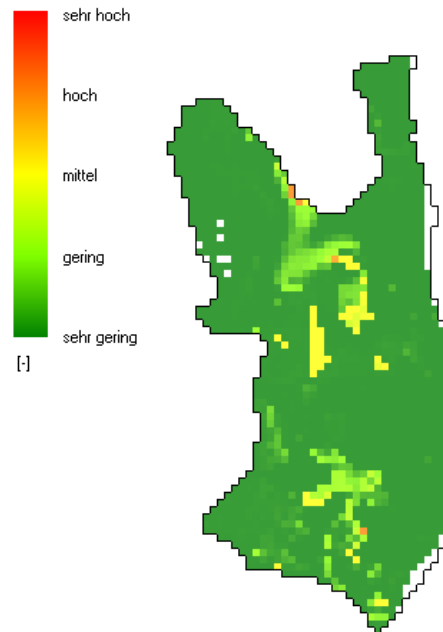
**Abbildung A.2.8:** Vergleich der Referenzszenarien, Bewertungsunterschiede für das Gesamtsystem



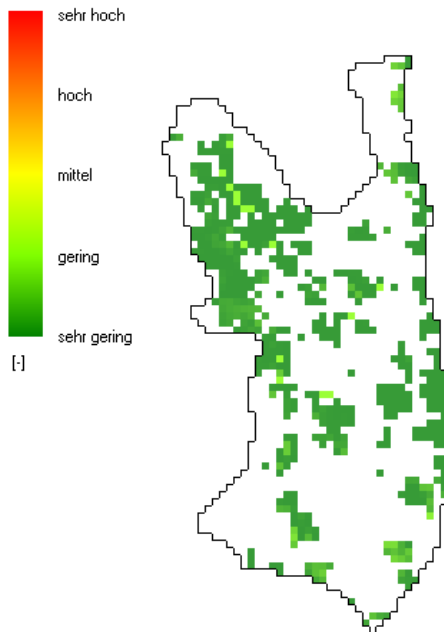
**Abbildung A.2.9:** Vertikaler Austausch zwischen OGWL und MGWL: (a) *Zustand NULL*, (b) *Zustand STATUS QUO*, (c) *Verlagerung 050 100*, (d) *Reduktion 30*



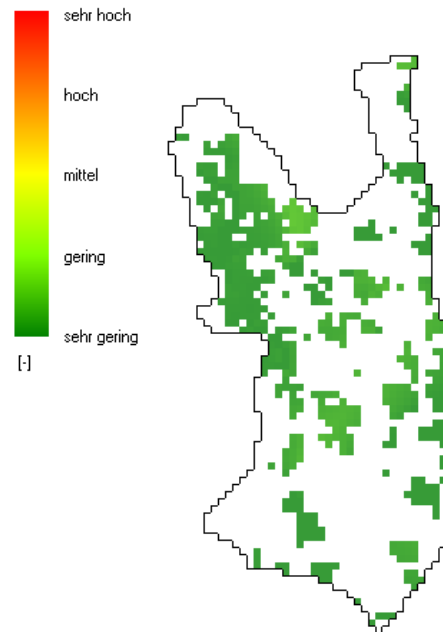
**Abbildung A.2.10:** Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für Hypothese 3 (Schwankungsbreite vertikaler Austausch)



**Abbildung A.2.11:** Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für Hypothese 4 (vertikale Schadstoffverschleppung)



**Abbildung A.2.12:** Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für Hypothese 5 (nasse Keller)



**Abbildung A.2.13:** Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für Hypothese 6 (Setzungen)



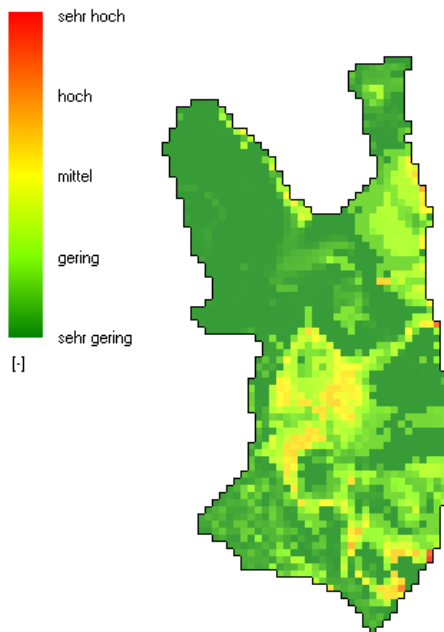


Abbildung A.2.14: Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für Anspruchsgruppe Wasserwirtschaft

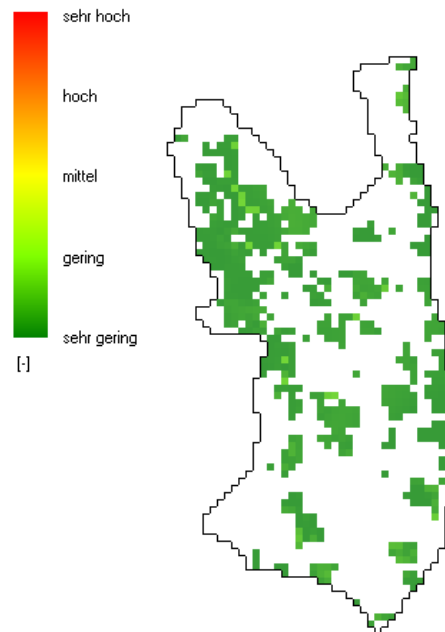


Abbildung A.2.15: Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für Anspruchsgruppe Siedlungen

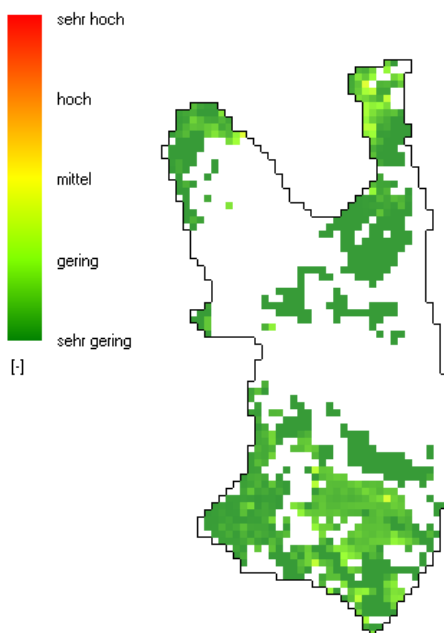


Abbildung A.2.16: Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für Anspruchsgruppe Landnutzungen

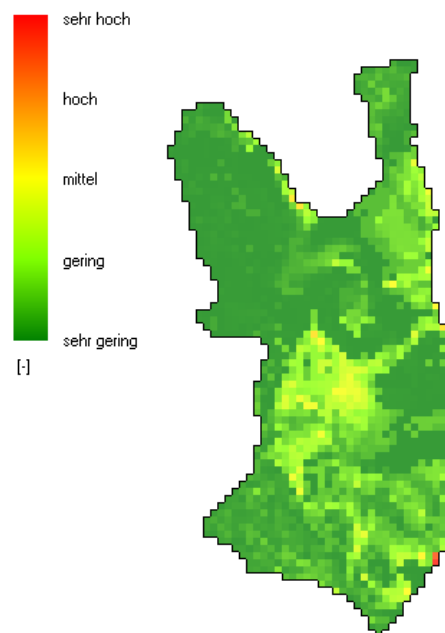
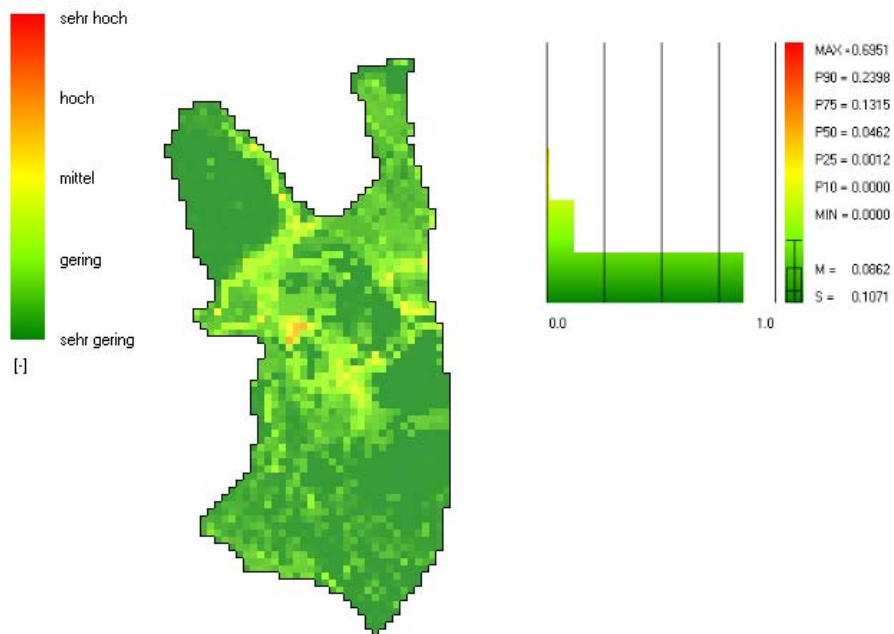
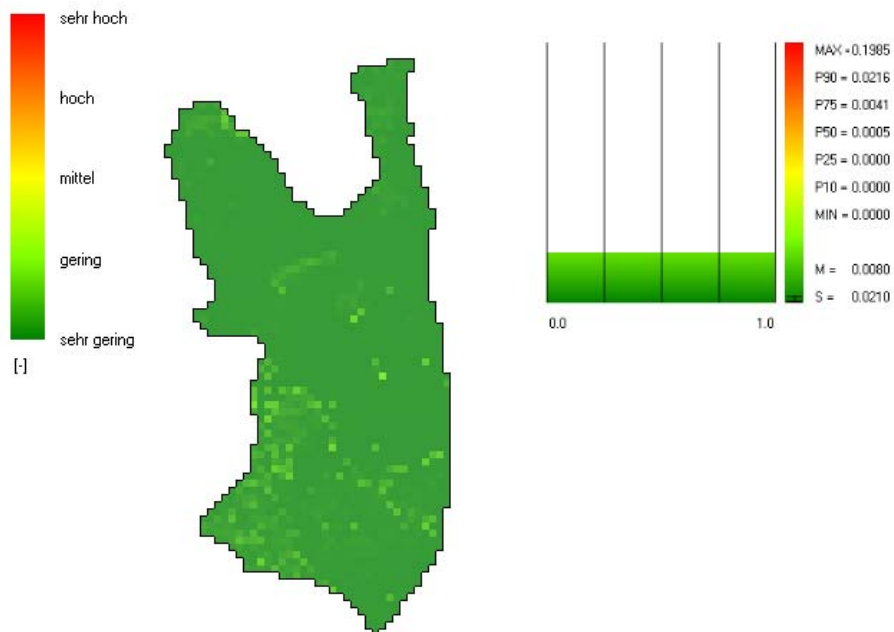


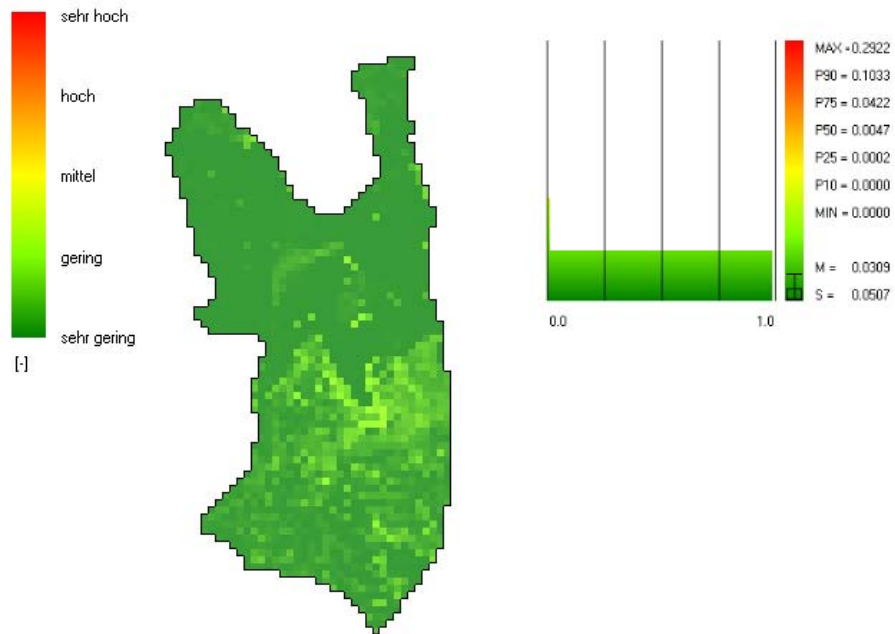
Abbildung A.2.17: Vergleich der Optionen, Bewertungsunterschiede für das Gesamtsystem



**Abbildung A.2.18:** Vergleich der Verlagerungsszenarien, Bewertungsunterschiede für das Gesamtsystem

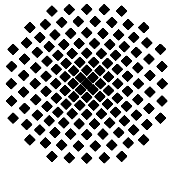


**Abbildung A.2.19:** Vergleich der Reduktionsszenarien, Bewertungsunterschiede für das Gesamtsystem



**Abbildung A.2.20:** Vergleich der Optimierungsszenarien *Verlagerung 050* (vor Optimierung) und *Verlagerung 050 opt* (nach Optimierung), Bewertungsunterschiede für das Gesamtsystem





## Institut für Wasserbau Universität Stuttgart

Pfaffenwaldring 61  
70569 Stuttgart (Vaihingen)  
Telefon (0711) 685 - 64717/64741/64752/64679  
Telefax (0711) 685 - 67020 o. 64746 o. 64681  
E-Mail: [iws@iws.uni-stuttgart.de](mailto:iws@iws.uni-stuttgart.de)  
<http://www.iws.uni-stuttgart.de>

### Direktoren

Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy  
Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig  
Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

### Vorstand (Stand 01.12.2006)

Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. A. Bárdossy  
Prof. Dr.-Ing. R. Helmig  
Prof. Dr.-Ing. S. Wieprecht  
Prof. Dr. Ing. habil. B. Westrich  
Jürgen Braun, PhD  
Dr.-Ing. H. Class  
Dr.-Ing. A. Färber  
Dr.-Ing. H.-P. Koschitzky  
PD Dr. Ing. W. Marx

### Emeriti

Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E.h. Jürgen Giesecke  
Prof. Dr.h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, Ph.D.

### Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft

Leiter: Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht  
Stellv.: PD Dr. Ing. Walter Marx, AOR

### Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie

Leiter: Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy  
Stellv.: Dr.-Ing. Arne Färber

### Lehrstuhl für Hydromechanik und Hydrosystemmodellierung

Leiter: Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig  
Stellv.: Dr.-Ing. Holger Class, AOR

### VEGAS, Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung

Leitung: Jürgen Braun, PhD  
Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky, AD

### Versuchsanstalt für Wasserbau

Leiter: apl. Prof. Dr. Ing. Bernhard Westrich

## Verzeichnis der Mitteilungshefte

- 1 Röhnisch, Arthur: *Die Bemühungen um eine Wasserbauliche Versuchsanstalt an der Technischen Hochschule Stuttgart,*  
und  
Fattah Abouleid, Abdel: *Beitrag zur Berechnung einer in lockeren Sand gerammten, zweifach verankerten Spundwand,* 1963
- 2 Marotz, Günter: *Beitrag zur Frage der Standfestigkeit von dichten Asphaltbelägen im Großwasserbau,* 1964
- 3 Gurr, Siegfried: *Beitrag zur Berechnung zusammengesetzter ebener Flächentragwerke unter besonderer Berücksichtigung ebener Stauwände, mit Hilfe von Randwert- und Lastwertmatrizen,* 1965
- 4 Plica, Peter: *Ein Beitrag zur Anwendung von Schalenkonstruktionen im Stahlwasserbau,*  
und Petrikat, Kurt: *Möglichkeiten und Grenzen des wasserbaulichen Versuchswesens,* 1966

- 5 Plate, Erich: *Beitrag zur Bestimmung der Windgeschwindigkeitsverteilung in der durch eine Wand gestörten bodennahen Luftschicht, und*  
Röhnisch, Arthur; Marotz, Günter: *Neue Baustoffe und Bauausführungen für den Schutz der Böschungen und der Sohle von Kanälen, Flüssen und Häfen; Gesteigungskosten und jeweilige Vorteile, sowie Unny, T.E.: Schwingungsuntersuchungen am Kegelstrahlschieber, 1967*
- 6 Seiler, Erich: *Die Ermittlung des Anlagenwertes der bundeseigenen Binnenschiffahrtsstraßen und Talsperren und des Anteils der Binnenschiffahrt an diesem Wert, 1967*
- 7 *Sonderheft anlässlich des 65. Geburtstages von Prof. Arthur Röhnisch mit Beiträgen von*  
Benk, Dieter; Breitling, J.; Gurr, Siegfried; Haberhauer, Robert; Honekamp, Hermann; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg; Miller, Rudolf; Plate, Erich J.; Radomski, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1967
- 8 Jumikis, Alfred: *Beitrag zur experimentellen Untersuchung des Wassernachschubs in einem gefrierenden Boden und die Beurteilung der Ergebnisse, 1968*
- 9 Marotz, Günter: *Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund, 1968*
- 10 Radomski, Helge: *Untersuchungen über den Einfluß der Querschnittsform wellenförmiger Spundwände auf die statischen und rammtechnischen Eigenschaften, 1968*
- 11 Schwarz, Helmut: *Die Grenztragfähigkeit des Baugrundes bei Einwirkung vertikal gezogener Ankerplatten als zweidimensionales Bruchproblem, 1969*
- 12 Erbel, Klaus: *Ein Beitrag zur Untersuchung der Metamorphose von Mittelgebirgsschneedecken unter besonderer Berücksichtigung eines Verfahrens zur Bestimmung der thermischen Schneequalität, 1969*
- 13 Westhaus, Karl-Heinz: *Der Strukturwandel in der Binnenschiffahrt und sein Einfluß auf den Ausbau der Binnenschiffkanäle, 1969*
- 14 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Ein Beitrag zur Berechnung des Erdwiderstandes unter Ansatz der logarithmischen Spirale als Gleitflächenfunktion, 1970*
- 15 Schulz, Manfred: *Berechnung des räumlichen Erddruckes auf die Wandung kreiszylindrischer Körper, 1970*
- 16 Mobasseri, Manoutschehr: *Die Rippenstützmauer. Konstruktion und Grenzen ihrer Standsicherheit, 1970*
- 17 Benk, Dieter: *Ein Beitrag zum Betrieb und zur Bemessung von Hochwasserrückhaltebecken, 1970*

- 18 Gál, Attila: *Bestimmung der mitschwingenden Wassermasse bei überströmten Fischbauchklappen mit kreiszylindrischem Staublech*, 1971, vergriffen
- 19 Kuz, Klaus Dieter: *Ein Beitrag zur Frage des Einsetzens von Kavitationserscheinungen in einer Düsenströmung bei Berücksichtigung der im Wasser gelösten Gase*, 1971, vergriffen
- 20 Schaak, Hartmut: *Verteilleitungen von Wasserkraftanlagen*, 1971
- 21 *Sonderheft zur Eröffnung der neuen Versuchsanstalt des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart mit Beiträgen von*  
Brombach, Hansjörg; Dirksen, Wolfram; Gál, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Holthoff, Franz-Josef; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Minor, Hans-Erwin; Petrikat, Kurt; Röhnisch, Arthur; Rueff, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1972
- 22 Wang, Chung-su: *Ein Beitrag zur Berechnung der Schwingungen an Kegelstrahlschiebern*, 1972
- 23 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Erdwiderstandsbeiwerte nach dem Ohde-Variationsverfahren*, 1972
- 24 Minor, Hans-Erwin: *Beitrag zur Bestimmung der Schwingungsanfachungsfunktionen überströmter Stauklappen*, 1972, vergriffen
- 25 Brombach, Hansjörg: *Untersuchung strömungsmechanischer Elemente (Fluidik) und die Möglichkeit der Anwendung von Wirbelkammerelementen im Wasserbau*, 1972, vergriffen
- 26 Wildenhahn, Eberhard: *Beitrag zur Berechnung von Horizontalfilterbrunnen*, 1972
- 27 Steinlein, Helmut: *Die Eliminierung der Schwebstoffe aus Flußwasser zum Zweck der unterirdischen Wasserspeicherung, gezeigt am Beispiel der Iller*, 1972
- 28 Holthoff, Franz Josef: *Die Überwindung großer Hubhöhen in der Binnenschifffahrt durch Schwimmerhebewerke*, 1973
- 29 Röder, Karl: *Einwirkungen aus Baugrundbewegungen auf trog- und kastenförmige Konstruktionen des Wasser- und Tunnelbaues*, 1973
- 30 Kretschmer, Heinz: *Die Bemessung von Bogenstaumauern in Abhängigkeit von der Talform*, 1973
- 31 Honekamp, Hermann: *Beitrag zur Berechnung der Montage von Unterwasserpipelines*, 1973
- 32 Giesecke, Jürgen: *Die Wirbelkammertriode als neuartiges Steuerorgan im Wasserbau*, und Brombach, Hansjörg: *Entwicklung, Bauformen, Wirkungsweise und Steuereigenschaften von Wirbelkammerverstärkern*, 1974

- 33 Rueff, Helge: *Untersuchung der schwingungserregenden Kräfte an zwei hintereinander angeordneten Tiefschützen unter besonderer Berücksichtigung von Kavitation*, 1974
- 34 Röhnisch, Arthur: *Einpreßversuche mit Zementmörtel für Spannbeton - Vergleich der Ergebnisse von Modellversuchen mit Ausführungen in Hüllwellrohren*, 1975
- 35 *Sonderheft anlässlich des 65. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. Kurt Petrikat mit Beiträgen von:* Brombach, Hansjörg; Erbel, Klaus; Flinspach, Dieter; Fischer jr., Richard; Gál, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Haberhauer, Robert; Hafner Edzard; Hausenblas, Bernhard; Horlacher, Hans-Burkhard; Hutarew, Andreas; Knoll, Manfred; Krummet, Ralph; Marotz, Günter; Merkle, Theodor; Miller, Christoph; Minor, Hans-Erwin; Neumayer, Hans; Rao, Syamala; Rath, Paul; Rueff, Helge; Ruppert, Jürgen; Schwarz, Wolfgang; Topal-Gökceli, Mehmet; Vollmer, Ernst; Wang, Chung-su; Weber, Hans-Georg; 1975
- 36 Berger, Jochum: *Beitrag zur Berechnung des Spannungszustandes in rotations-symmetrisch belasteten Kugelschalen veränderlicher Wandstärke unter Gas- und Flüssigkeitsdruck durch Integration schwach singulärer Differentialgleichungen*, 1975
- 37 Dirksen, Wolfram: *Berechnung instationärer Abflussvorgänge in gestauten Gerinnen mittels Differenzenverfahren und die Anwendung auf Hochwasserrückhaltebecken*, 1976
- 38 Horlacher, Hans-Burkhard: *Berechnung instationärer Temperatur- und Wärmespannungsfelder in langen mehrschichtigen Hohlzylindern*, 1976
- 39 Hafner, Edzard: *Untersuchung der hydrodynamischen Kräfte auf Baukörper im Tiefwasserbereich des Meeres*, 1977, ISBN 3-921694-39-6
- 40 Ruppert, Jürgen: *Über den Axialwirbelkammerverstärker für den Einsatz im Wasserbau*, 1977, ISBN 3-921694-40-X
- 41 Hutarew, Andreas: *Beitrag zur Beeinflussbarkeit des Sauerstoffgehalts in Fließgewässern an Abstürzen und Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-41-8, vergriffen
- 42 Miller, Christoph: *Ein Beitrag zur Bestimmung der schwingungserregenden Kräfte an unterströmten Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-42-6
- 43 Schwarz, Wolfgang: *Druckstoßberechnung unter Berücksichtigung der Radial- und Längsverschiebungen der Rohrwandung*, 1978, ISBN 3-921694-43-4
- 44 Kinzelbach, Wolfgang: *Numerische Untersuchungen über den optimalen Einsatz variabler Kühlsysteme einer Kraftwerkskette am Beispiel Oberrhein*, 1978, ISBN 3-921694-44-2
- 45 Barczewski, Baldur: *Neue Meßmethoden für Wasser-Luftgemische und deren Anwendung auf zweiphasige Auftriebsstrahlen*, 1979, ISBN 3-921694-45-0



- 46 Neumayer, Hans: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in radialen Wirbelkammerverstärkern*, 1979, ISBN 3-921694-46-9
- 47 Elalfy, Youssef-Elhassan: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in Wirbelkammerdioden und -drosseln*, 1979, ISBN 3-921694-47-7
- 48 Brombach, Hansjörg: *Automatisierung der Bewirtschaftung von Wasserspeichern*, 1981, ISBN 3-921694-48-5
- 49 Geldner, Peter: *Deterministische und stochastische Methoden zur Bestimmung der Selbstdichtung von Gewässern*, 1981, ISBN 3-921694-49-3, vergriffen
- 50 Mehlhorn, Hans: *Temperaturveränderungen im Grundwasser durch Brauchwassereinleitungen*, 1982, ISBN 3-921694-50-7, vergriffen
- 51 Hafner, Edzard: *Rohrleitungen und Behälter im Meer*, 1983, ISBN 3-921694-51-5
- 52 Rinnert, Bernd: *Hydrodynamische Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Dichteunterschieden auf die Vertikalvermischung in horizontaler Strömung*, 1983, ISBN 3-921694-52-3, vergriffen
- 53 Lindner, Wulf: *Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien*, 1983, ISBN 3-921694-53-1, vergriffen
- 54 Herr, Michael; Herzer, Jörg; Kinzelbach, Wolfgang; Kobus, Helmut; Rinnert, Bernd: *Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen*, 1983, ISBN 3-921694-54-X
- 55 Schmitt, Paul: *Wege zur Automatisierung der Niederschlagsermittlung*, 1984, ISBN 3-921694-55-8, vergriffen
- 56 Müller, Peter: *Transport und selektive Sedimentation von Schwebstoffen bei gestautem Abfluß*, 1985, ISBN 3-921694-56-6
- 57 El-Qawasmeh, Fuad: *Möglichkeiten und Grenzen der Tropfbewässerung unter besonderer Berücksichtigung der Verstopfungsanfälligkeit der Tropfelemente*, 1985, ISBN 3-921694-57-4, vergriffen
- 58 Kirchenbaur, Klaus: *Mikroprozessorgesteuerte Erfassung instationärer Druckfelder am Beispiel seegangsbelasteter Baukörper*, 1985, ISBN 3-921694-58-2
- 59 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1984/85 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart), 1985, ISBN 3-921694-59-0, vergriffen
- 60 Spitz, Karlheinz: *Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Inhomogenitäten und Dichteunterschieden*, 1985, ISBN 3-921694-60-4, vergriffen

- 61 Kobus, Helmut: *An Introduction to Air-Water Flows in Hydraulics*, 1985, ISBN 3-921694-61-2
- 62 Kaleris, Vassilios: *Erfassung des Austausches von Oberflächen- und Grundwasser in horizontalebene Grundwassermodellen*, 1986, ISBN 3-921694-62-0
- 63 Herr, Michael: *Grundlagen der hydraulischen Sanierung verunreinigter Porengrundwasserleiter*, 1987, ISBN 3-921694-63-9
- 64 Marx, Walter: *Berechnung von Temperatur und Spannung in Massenbeton infolge Hydratation*, 1987, ISBN 3-921694-64-7
- 65 Koschitzky, Hans-Peter: *Dimensionierungskonzept für Sohlbelüfter in Schußbrinnen zur Vermeidung von Kavitationsschäden*, 1987, ISBN 3-921694-65-5
- 66 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1986/87 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart) 1987, ISBN 3-921694-66-3
- 67 Söll, Thomas: *Berechnungsverfahren zur Abschätzung anthropogener Temperaturanomalien im Grundwasser*, 1988, ISBN 3-921694-67-1
- 68 Dittrich, Andreas; Westrich, Bernd: *Bodenseeufererosion, Bestandsaufnahme und Bewertung*, 1988, ISBN 3-921694-68-X, vergriffen
- 69 Huwe, Bernd; van der Ploeg, Rienk R.: *Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushaltes von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung*, 1988, ISBN 3-921694-69-8, vergriffen
- 70 Stephan, Karl: *Integration elliptischer Funktionen*, 1988, ISBN 3-921694-70-1
- 71 Kobus, Helmut; Zilliox, Lothaire (Hrsg.): *Nitratbelastung des Grundwassers, Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit und Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers*. Vorträge des deutsch-französischen Kolloquiums am 6. Oktober 1988, Universitäten Stuttgart und Louis Pasteur Strasbourg (Vorträge in deutsch oder französisch, Kurzfassungen zweisprachig), 1988, ISBN 3-921694-71-X
- 72 Soyeaux, Renald: *Unterströmung von Stauanlagen auf klüftigem Untergrund unter Berücksichtigung laminarer und turbulenter Fließzustände*, 1991, ISBN 3-921694-72-8
- 73 Kohane, Roberto: *Berechnungsmethoden für Hochwasserabfluß in Fließgewässern mit überströmten Vorländern*, 1991, ISBN 3-921694-73-6
- 74 Hassinger, Reinhard: *Beitrag zur Hydraulik und Bemessung von Blocksteinrampen in flexibler Bauweise*, 1991, ISBN 3-921694-74-4, vergriffen
- 75 Schäfer, Gerhard: *Einfluß von Schichtenstrukturen und lokalen Einlagerungen auf die Längsdispersion in Porengrundwasserleitern*, 1991, ISBN 3-921694-75-2

- 76 Giesecke, Jürgen: *Vorträge, Wasserwirtschaft in stark besiedelten Regionen; Umweltforschung mit Schwerpunkt Wasserwirtschaft*, 1991, ISBN 3-921694-76-0
- 77 Huwe, Bernd: *Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau*, 1992, ISBN 3-921694-77-9, vergriffen
- 78 Rommel, Michael: *Verwendung von Kluftdaten zur realitätsnahen Generierung von Kluftnetzen mit anschließender laminar-turbulenter Strömungsberechnung*, 1993, ISBN 3-92 1694-78-7
- 79 Marschall, Paul: *Die Ermittlung lokaler Stofffrachten im Grundwasser mit Hilfe von Einbohrloch-Meßverfahren*, 1993, ISBN 3-921694-79-5, vergriffen
- 80 Ptak, Thomas: *Stofftransport in heterogenen Porenaquiferen: Felduntersuchungen und stochastische Modellierung*, 1993, ISBN 3-921694-80-9, vergriffen
- 81 Haakh, Frieder: *Transientes Strömungsverhalten in Wirbelkammern*, 1993, ISBN 3-921694-81-7
- 82 Kobus, Helmut; Cirpka, Olaf; Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter: *Versuchseinrichtung zur Grundwasser und Altlastensanierung VEGAS, Konzeption und Programmrahmen*, 1993, ISBN 3-921694-82-5
- 83 Zang, Weidong: *Optimaler Echtzeit-Betrieb eines Speichers mit aktueller Abflußregenerierung*, 1994, ISBN 3-921694-83-3, vergriffen
- 84 Franke, Hans-Jörg: *Stochastische Modellierung eines flächenhaften Stoffeintrages und Transports in Grundwasser am Beispiel der Pflanzenschutzmittelproblematik*, 1995, ISBN 3-921694-84-1
- 85 Lang, Ulrich: *Simulation regionaler Strömungs- und Transportvorgänge in Karst-aquiferen mit Hilfe des Doppelkontinuum-Ansatzes: Methodenentwicklung und Parameteridentifikation*, 1995, ISBN 3-921694-85-X, vergriffen
- 86 Helmig, Rainer: *Einführung in die Numerischen Methoden der Hydromechanik*, 1996, ISBN 3-921694-86-8, vergriffen
- 87 Cirpka, Olaf: *CONTRACT: A Numerical Tool for Contaminant Transport and Chemical Transformations - Theory and Program Documentation -*, 1996, ISBN 3-921694-87-6
- 88 Haberlandt, Uwe: *Stochastische Synthese und Regionalisierung des Niederschlages für Schmutzfrachtberechnungen*, 1996, ISBN 3-921694-88-4
- 89 Croisé, Jean: *Extraktion von flüchtigen Chemikalien aus natürlichen Lockergesteinen mittels erzwungener Luftströmung*, 1996, ISBN 3-921694-89-2, vergriffen

- 90 Jorde, Klaus: *Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken*, 1997, ISBN 3-921694-90-6, vergriffen
- 91 Helmig, Rainer: *Gekoppelte Strömungs- und Transportprozesse im Untergrund - Ein Beitrag zur Hydrosystemmodellierung-*, 1998, ISBN 3-921694-91-4
- 92 Emmert, Martin: *Numerische Modellierung nichtisothermer Gas-Wasser Systeme in porösen Medien*, 1997, ISBN 3-921694-92-2
- 93 Kern, Ulrich: *Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars*, 1997, ISBN 3-921694-93-0, vergriffen
- 94 Förster, Georg: *Druckstoßdämpfung durch große Luftblasen in Hochpunkten von Rohrleitungen 1997*, ISBN 3-921694-94-9
- 95 Cirpka, Olaf: *Numerische Methoden zur Simulation des reaktiven Mehrkomponententransports im Grundwasser*, 1997, ISBN 3-921694-95-7, vergriffen
- 96 Färber, Arne: *Wärmetransport in der ungesättigten Bodenzone: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1997, ISBN 3-921694-96-5
- 97 Betz, Christoph: *Wasserdampfdestillation von Schadstoffen im porösen Medium: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1998, ISBN 3-921694-97-3
- 98 Xu, Yichun: *Numerical Modeling of Suspended Sediment Transport in Rivers*, 1998, ISBN 3-921694-98-1, vergriffen
- 99 Wüst, Wolfgang: *Geochemische Untersuchungen zur Sanierung CKW-kontaminierter Aquifere mit Fe(0)-Reaktionswänden*, 2000, ISBN 3-933761-02-2
- 100 Sheta, Hussam: *Simulation von Mehrphasenvorgängen in porösen Medien unter Einbeziehung von Hysterese-Effekten*, 2000, ISBN 3-933761-03-4
- 101 Ayros, Edwin: *Regionalisierung extremer Abflüsse auf der Grundlage statistischer Verfahren*, 2000, ISBN 3-933761-04-2, vergriffen
- 102 Huber, Ralf: *Compositional Multiphase Flow and Transport in Heterogeneous Porous Media*, 2000, ISBN 3-933761-05-0
- 103 Braun, Christopherus: *Ein Upscaling-Verfahren für Mehrphasenströmungen in porösen Medien*, 2000, ISBN 3-933761-06-9
- 104 Hofmann, Bernd: *Entwicklung eines rechnergestützten Managementsystems zur Beurteilung von Grundwasserschadensfällen*, 2000, ISBN 3-933761-07-7
- 105 Class, Holger: *Theorie und numerische Modellierung nichtisothermer Mehrphasenprozesse in NAPL-kontaminierten porösen Medien*, 2001, ISBN 3-933761-08-5

- 106 Schmidt, Reinhard: *Wasserdampf- und Heißluftinjektion zur thermischen Sanierung kontaminierter Standorte*, 2001, ISBN 3-933761-09-3
- 107 Josef, Reinhold.: *Schadstoffextraktion mit hydraulischen Sanierungsverfahren unter Anwendung von grenzflächenaktiven Stoffen*, 2001, ISBN 3-933761-10-7
- 108 Schneider, Matthias: *Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*, 2001, ISBN 3-933761-11-5
- 109 Rathgeb, Andreas: *Hydrodynamische Bemessungsgrundlagen für Lockerdeckwerke an überströmbaren Erddämmen*, 2001, ISBN 3-933761-12-3
- 110 Lang, Stefan: *Parallele numerische Simulation instationärer Probleme mit adaptiven Methoden auf unstrukturierten Gittern*, 2001, ISBN 3-933761-13-1
- 111 Appt, Jochen; Stumpp Simone: *Die Bodensee-Messkampagne 2001, IWS/CWR Lake Constance Measurement Program 2001*, 2002, ISBN 3-933761-14-X
- 112 Heimerl, Stephan: *Systematische Beurteilung von Wasserkraftprojekten*, 2002, ISBN 3-933761-15-8
- 113 Iqbal, Amin: *On the Management and Salinity Control of Drip Irrigation*, 2002, ISBN 3-933761-16-6
- 114 Silberhorn-Hemminger, Annette: *Modellierung von Kluftaquifersystemen: Geostatistische Analyse und deterministisch-stochastische Kluftgenerierung*, 2002, ISBN 3-933761-17-4
- 115 Winkler, Angela: *Prozesse des Wärme- und Stofftransports bei der In-situ-Sanierung mit festen Wärmequellen*, 2003, ISBN 3-933761-18-2
- 116 Marx, Walter: *Wasserkraft, Bewässerung, Umwelt - Planungs- und Bewertungsschwerpunkte der Wasserbewirtschaftung*, 2003, ISBN 3-933761-19-0
- 117 Hinkelmann, Reinhard: *Efficient Numerical Methods and Information-Processing Techniques in Environment Water*, 2003, ISBN 3-933761-20-4
- 118 Samaniego-Eguiguren, Luis Eduardo: *Hydrological Consequences of Land Use / Land Cover and Climatic Changes in Mesoscale Catchments*, 2003, ISBN 3-933761-21-2
- 119 Neunhäuserer, Lina: *Diskretisierungsansätze zur Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in geklüftet-porösen Medien*, 2003, ISBN 3-933761-22-0
- 120 Paul, Maren: *Simulation of Two-Phase Flow in Heterogeneous Porous Media with Adaptive Methods*, 2003, ISBN 3-933761-23-9
- 121 Ehret, Uwe: *Rainfall and Flood Nowcasting in Small Catchments using Weather Radar*, 2003, ISBN 3-933761-24-7

- 122 Haag, Ingo: *Der Sauerstoffhaushalt staugeregelter Flüsse am Beispiel des Neckars - Analysen, Experimente, Simulationen* -, 2003, ISBN 3-933761-25-5
- 123 Appt, Jochen: *Analysis of Basin-Scale Internal Waves in Upper Lake Constance*, 2003, ISBN 3-933761-26-3
- 124 Hrsg.: Schrenk, Volker; Batereau, Katrin; Barczewski, Baldur; Weber, Karolin und Koschitzky, Hans-Peter: *Symposium Ressource Fläche und VEGAS - Statuskolloquium 2003, 30. September und 1. Oktober 2003*, 2003, ISBN 3-933761-27-1
- 125 Omar Khalil Ouda: *Optimisation of Agricultural Water Use: A Decision Support System for the Gaza Strip*, 2003, ISBN 3-933761-28-0
- 126 Batereau, Katrin: *Sensorbasierte Bodenluftmessung zur Vor-Ort-Erkundung von Schadensherden im Untergrund*, 2004, ISBN 3-933761-29-8
- 127 Witt, Oliver: *Erosionsstabilität von Gewässersedimenten mit Auswirkung auf den Stofftransport bei Hochwasser am Beispiel ausgewählter Stauhaltungen des Oberrheins*, 2004, ISBN 3-933761-30-1
- 128 Jakobs, Hartmut: *Simulation nicht-isothermer Gas-Wasser-Prozesse in komplexen Kluft-Matrix-Systemen*, 2004, ISBN 3-933761-31-X
- 129 Li, Chen-Chien: *Deterministisch-stochastisches Berechnungskonzept zur Beurteilung der Auswirkungen erosiver Hochwasserereignisse in Flusstauhaltungen*, 2004, ISBN 3-933761-32-8
- 130 Reichenberger, Volker; Helmig, Rainer; Jakobs, Hartmut; Bastian, Peter; Niessner, Jennifer: *Complex Gas-Water Processes in Discrete Fracture-Matrix Systems: Upscaling, Mass-Conservative Discretization and Efficient Multilevel Solution*, 2004, ISBN 3-933761-33-6
- 131 Hrsg.: Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter; Weber, Karolin; Wege, Ralf: *VEGAS - Statuskolloquium 2004*, Tagungsband zur Veranstaltung am 05. Oktober 2004 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2004, ISBN 3-933761-34-4
- 132 Asie, Kemal Jabir: *Finite Volume Models for Multiphase Multicomponent Flow through Porous Media*. 2005, ISBN 3-933761-35-2
- 133 Jacoub, George: *Development of a 2-D Numerical Module for Particulate Contaminant Transport in Flood Retention Reservoirs and Impounded Rivers*, 2004, ISBN 3-933761-36-0
- 134 Nowak, Wolfgang: *Geostatistical Methods for the Identification of Flow and Transport Parameters in the Subsurface*, 2005, ISBN 3-933761-37-9
- 135 Süß, Mia: *Analysis of the influence of structures and boundaries on flow and transport processes in fractured porous media*, 2005, ISBN 3-933761-38-7

- 136 Jose, Surabhin Chackiath: *Experimental Investigations on Longitudinal Dispersive Mixing in Heterogeneous Aquifers*, 2005, ISBN: 3-933761-39-5
- 137 Filiz, Fulya: *Linking Large-Scale Meteorological Conditions to Floods in Mesoscale Catchments*, 2005, ISBN 3-933761-40-9
- 138 Qin, Minghao: *Wirklichkeitsnahe und recheneffiziente Ermittlung von Temperatur und Spannungen bei großen RCC-Staumauern*, 2005, ISBN 3-933761-41-7
- 139 Kobayashi, Kenichiro: *Optimization Methods for Multiphase Systems in the Subsurface - Application to Methane Migration in Coal Mining Areas*, 2005, ISBN 3-933761-42-5
- 140 Rahman, Md. Arifur: *Experimental Investigations on Transverse Dispersive Mixing in Heterogeneous Porous Media*, 2005, ISBN 3-933761-43-3
- 141 Schrenk, Volker: *Ökobilanzen zur Bewertung von Altlastensanierungsmaßnahmen*, 2005, ISBN 3-933761-44-1
- 142 Hundecha, Hirpa Yeshewatesfa: *Regionalization of Parameters of a Conceptual Rainfall-Runoff Model*, 2005, ISBN: 3-933761-45-X
- 143 Wege, Ralf: *Untersuchungs- und Überwachungsmethoden für die Beurteilung natürlicher Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser*, 2005, ISBN 3-933761-46-8
- 144 Breiting, Thomas: *Techniken und Methoden der Hydroinformatik - Modellierung von komplexen Hydrosystemen im Untergrund*, 2006, 3-933761-47-6
- 145 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Müller, Martin: *Ressource Untergrund: 10 Jahre VEGAS: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden*, Tagungsband zur Veranstaltung am 28. und 29. September 2005 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2005, ISBN 3-933761-48-4
- 146 Rojanschi, Vlad: *Abflusskonzentration in mesoskaligen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung des Sickerraumes*, 2006, ISBN 3-933761-49-2
- 147 Winkler, Nina Simone: *Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebeckensystemen*, 2006, ISBN 3-933761-50-6
- 148 Wolf, Jens: *Räumlich differenzierte Modellierung der Grundwasserströmung alluvialer Aquifere für mesoskalige Einzugsgebiete*, 2006, ISBN: 3-933761-51-4
- 149 Kohler, Beate: *Externe Effekte der Laufwasserkraftnutzung*, 2006, ISBN 3-933761-52-2
- 150 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhmann, Matthias: *VEGAS-Statuskolloquium 2006*, Tagungsband zur Veranstaltung am 28. September 2006 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2006, ISBN 3-933761-53-0

- 151 Niessner, Jennifer: *Multi-Scale Modeling of Multi-Phase - Multi-Component Processes in Heterogeneous Porous Media*, 2006, ISBN 3-933761-54-9
- 152 Fischer, Markus: *Beanspruchung eingeeerdeter Rohrleitungen infolge Austrocknung bindiger Böden*, 2006, ISBN 3-933761-55-7
- 153 Schneck, Alexander: *Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes*, 2006, ISBN 3-933761-56-5
- 154 Das, Tapash: *The Impact of Spatial Variability of Precipitation on the Predictive Uncertainty of Hydrological Models*, 2006, ISBN 3-933761-57-3
- 155 Bielinski, Andreas: *Numerical Simulation of CO<sub>2</sub> sequestration in geological formations*, 2007, ISBN 3-933761-58-1
- 156 Mödinger, Jens: *Entwicklung eines Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige regionale Grundwasserbewirtschaftung*, 2006, ISBN 3-933761-60-3

Die Mitteilungshefte ab dem Jahr 2005 stehen als pdf-Datei über die Homepage des Instituts: [www.iws.uni-stuttgart.de](http://www.iws.uni-stuttgart.de) zur Verfügung.