

**Langfristige Bewirtschaftung von Verbundsystemen  
unter Einbeziehung der Grundwasserqualität  
in den Mehrzielentscheidungsprozeß**

Vom Fachbereich  
Bauingenieur- und Vermessungswesen  
der Universität Hannover

zur Erlangung eines Grades  
**Doktor-Ingenieur**  
- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

von

**Dipl.-Ing. Andreas Stephan Matheja**

geboren am 08.11.1964 in Hoya/Weser

Hannover 1995

Diese Arbeit erscheint auch im Heft 81 der Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover.

Referent: Prof. Dr. sc. techn. Kurt Lecher  
Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und  
landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. H.-P. Nachtnebel  
Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und  
konstruktiven Wasserbau der Universität  
für Bodenkultur in Wien

Tag der Promotion: 15.12.1995

# **Langfristige Bewirtschaftung von Verbundsystemen unter Einbeziehung der Grundwasserqualität in den Mehrzielentscheidungsprozeß**

Andreas Matheja

## **Zusammenfassung**

Das in ariden und semiariden Gebieten begrenzte Wasserdargebot ist gezielt zu bewirtschaften, um auch langfristig eine quantitativ und qualitativ zufriedenstellende Wasserversorgung zu gewährleisten.

Die vorliegende Arbeit befaßt sich daher mit der Entwicklung langfristiger Bewirtschaftungsstrategien für Verbundsysteme (gekoppelte Systeme aus OF-Speichern, OF-Verteilungssystem und GW-Speichern). Die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsstrategien auf die Wasserqualität des GW-Speichers wurden in den Mehrzielentscheidungsprozeß einbezogen.

Für die Beschreibung des Entscheidungsprozesses wurde ein gedankliches Grundkonzept vorgestellt und die Lösung von Konfliktsituationen innerhalb dieses Konzeptes beschrieben.

Für die Abbildung von OF-Verteilungsnetzwerken wurden entsprechende Modellbausteine entwickelt und mit den Modellen zur Beschreibung der Grundwasserströmung bzw. zur Beschreibung des Schadstofftransportes im Grundwasser gekoppelt.

Die verschiedenen Teilmodelle wurden in ein ereignisgesteuertes Bewirtschaftungsmodell mit interaktivem Lösungsansatz eingebettet. Dieses Bewirtschaftungsmodells bietet die Möglichkeit den Bewirtschaftungsprozeß des Verbundsystems nachzuvollziehen, verschiedene Bewirtschaftungsalternativen in ihren Auswirkungen zu untersuchen und gegebenenfalls durch Änderung der Systemparameter und Randbedingungen zu verbessern. Die alternativen Bewirtschaftungsstrategien konnten hierbei anhand eines festen Bewertungsschemas in ihrer Erreichung der dominanten Bewirtschaftungsziele verglichen werden.

Die Anwendbarkeit der entwickelten Methodik wurde am Beispiels eines Verbundsystems am Unterlauf des Rio San Juan in Argentinien geprüft. Hieraus wurden zukünftige Erweiterungsmöglichkeiten für die verschiedenen Teilmodelle und deren Kopplung abgeleitet.

Durch Anwendung des vorgestellten Bewirtschaftungsmodells kann das Systemverhalten von Verbundsystemen infolge einer langfristigen Bewirtschaftungsstrategie untersucht werden. Eine zielgerichtete Steuerung derartiger Systeme scheint möglich. Damit könnte zu einer langfristigen quantitativen und qualitativen Sicherung der Wasserressourcen in ariden und semiariden Gebieten beigetragen werden.

# **Long-term management of conjunctive use systems by embedding groundwater quality into the multiobjective decision making process**

Andreas Matheja

## **Summary**

In arid and semiarid regions the efficient management of water resources is necessary to guarantee a long-term water supply which meets the quantitative and qualitative requirements of several users.

This thesis deals with the development of long-term management strategies for conjunctive use systems (coupled systems with surface reservoirs, surface water distribution network and groundwater reservoirs). The effects of different management strategies on groundwater quality were embedded into the multiobjective decision making process.

For the description of this multiobjective decision making process an underlying concept was presented which builds the basis for solving conflicts into the multiobjective decision making model.

To describe the behavior of the surface water distribution system numerical submodels for different network elements were developed and coupled with submodels for groundwater flow and solute transport in groundwater.

These submodels were embedded in an event driven management model including an interactive solving technique to create several management alternatives. The management model is able to represent the management process of conjunctive use systems, to analyse the effects of different management alternatives and to improve the alternatives by changing system parameters and initial conditions. The attainment of dominant management goals can be compared between different management alternatives using a fixed valuation scheme.

The developed methodology was applied and tested for a conjunctive use system in the lower course of the Rio San Juan in Argentina. From this case study future developments and enhancements for the several submodels were derived and discussed.

With the proposed management model the behavior of conjunctive use systems under a long-term management strategy can be examined. So a goal oriented control of these systems seems to be possible. The presented methodology can be used for a long-term protection of water resources in arid and semiarid regions under quantitative and qualitative aspects.

**Meiner Frau Susanne,  
meinen Eltern  
und  
meiner Großmutter Maria Stein  
gewidmet**

## **Danksagung**

Herrn Prof. Dr. sc. techn. K. Lecher möchte ich für die Übernahme des Hauptreferates sowie die Unterstützung und Förderung der Arbeit an dieser Stelle danken.

Herrn Prof. Dr. rer. nat. H.-P. Nachtnebel danke ich für die freundliche Übernahme des Korreferates und seine fachlichen Anregungen.

Für die inhaltliche Betreuung und die zahlreichen wertvollen Diskussionen und Anregungen habe ich Herrn Dr.-Ing. M.H.A. Billib zu danken.

Mein Dank gilt auch meinen ehemaligen wissenschaftlichen Hilfskräften, insbesondere Herrn cand.-ing. C. Probst und Herrn cand.-ing. R. Steffens.

Bei Herrn Dipl.-Ing. H. Krabbe möchte ich mich für die fachlichen und freundschaftlichen Ratschläge bedanken.

Zum Schluß danke ich meiner Familie, die mir mit Rat und Tat zur Seite standen und damit zum Gelingen der Arbeit beitrugen. Ganz besonders danke ich meiner Ehefrau Susanne Matheja für ihre Hilfe, die erfahrene Aufmunterung und die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1 Einleitung</b>	<b>99</b>
1.1 Einführung in die Problematik	99
1.2 Systemgrundlagen und Problembeschreibung	100
1.3 Zielsetzung	106
<b>2 Stand der Forschung</b>	<b>109</b>
<b>3 Methodik und Systementwicklung</b>	<b>121</b>
3.1 Grundlegendes Konzept zur Beschreibung des Entscheidungsprozesses	122
3.2 OF-Speicher und Wasserverteilung	125
3.2.1 Theoretische Grundlagen	125
3.2.2 Zeitliche Diskretisierung des Planungshorizontes	130
3.2.3 Definition der Entscheidungsvariablen	132
3.2.4 Entwicklung von Systembausteinen für das OF-Verteilungssystem	133
3.3 Wasserspeicherung und Grundwasserströmung im GW-Speicher	141
3.3.1 Theoretische Grundlagen	141
3.3.2 Räumliche Diskretisierung und Kopplung mit dem OF-Verteilungssystem	145
3.4 Schadstofftransport im GW-Speicher	147
3.4.1 Theoretische Grundlagen	147
3.4.2 Modifizierung des "Random-Walk"-Verfahrens	151
3.4.3 Schadstoffeintrag in den GW-Speicher	155
3.4.4 Schadstoffaustrag aus dem GW-Speicher	156
3.5 Entwicklung eines interaktiven Lösungsansatzes	160
<b>4 Anwendungsbeispiel</b>	<b>169</b>
4.1 Untersuchungsgebiet	169
4.1.1 Geographische Lage und grundlegende Daten	169
4.1.2 Bewässerungsgebiete	171
4.1.3 GW-Förderung und künstliche GW-Anreicherung	174
4.1.4 Wasserkraftnutzung	175
4.1.5 OF-Speicherzufluß und andere externe OF-Systemzuflüsse	175
4.1.6 Geologie	177

	Seite
4.1.7 Unterirdische Zu- und Abflüsse	177
4.2 Ziele der Systembewirtschaftung und Betriebsrestriktionen	178
4.3 Aufbau des Bewirtschaftungsmodells	179
4.4 Kalibrierung des GW-Strömungsmodells und des GW-Transportmodells	184
4.5 Untersuchung der aktuellen Bewirtschaftungsstrategie	187
4.6 Entwicklung einer alternativen Bewirtschaftungsstrategie	194
4.7 Entwicklung einer Bewirtschaftungsstrategie für extreme Trockenperioden	202
<b>5 Diskussion</b>	<b>211</b>
<b>6 Zusammenfassung</b>	<b>219</b>
<b>7 Verzeichnisse</b>	<b>221</b>
7.1 Literaturverzeichnis	221
7.2 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	232
7.3 Abkürzungsverzeichnis	235
<b>8 Anlage</b>	<b>241</b>



# **1 Einleitung**

## **1.1 Einführung in die Problematik**

Das verfügbare Wasserdargebot ist, insbesondere in ariden und semiariden Gebieten, begrenzt und muß daher gezielt bewirtschaftet werden. Speicher übernehmen hierbei die Funktion, das knappe Dargebot und die räumlich und zeitlich stark variierende Bedarfsverteilung auszugleichen.

Die vorhandenen Oberflächenspeicher (OF-Speicher) erfordern ständige Unterhaltungsmaßnahmen, sind in ihrer Kapazität begrenzt und weisen Verdunstungsverluste auf. Zudem kann das zur Verfügung stehende Speichervolumen durch Feststoffablagerung abnehmen und damit die Nutzung des OF-Speichers zeitlich begrenzen. Daher werden zunehmend Aquifere für die Speicherung von Überschußwasser eingesetzt.

Grundwasserspeicher (GW-Speicher) zeichnen sich durch große Speicherkapazitäten und geringe Verdunstungsverluste aus. Bei steigendem Wasserbedarf nimmt ihre Bedeutung als überjährlicher Speichermedium zu.

Die Verbundnutzung von OF- und GW-Speichern ("Conjunctive Use") ermöglicht auch bei stark schwankendem Wasserdargebot die Deckung des Wasserbedarfs von Bevölkerung, Landwirtschaft und Industrie.

Die Qualität des zur Nutzung vorgesehenen Wassers ist insbesondere bei der langfristigen Bewirtschaftung von Bedeutung. Der Erhalt bzw. die Verbesserung der Wasserqualität ist gerade dann von Interesse, wenn die vorhandenen Ressourcen begrenzt sind, das zur Verfügung stehende Wasser schon einen bedenklichen Verschmutzungsgrad aufweist oder die wiederholte Nutzung zur

Anreicherung von Schadstoffen beiträgt. Qualitative und quantitative Ziele einer Bewirtschaftung bedingen sich hierbei unmittelbar.

Das wasserwirtschaftliche System kann langfristig nur zufriedenstellend bewirtschaftet werden, wenn seine Wechselbeziehungen zu anderen geoökologischen Bereichen beachtet werden. Die Einflüsse von Klima, Boden, Vegetation und anthropogener Nutzung eines Gebietes auf das zu bewirtschaftende System, aber auch umgekehrt, sind bedeutend.

Die Verknüpfung der geoökologischen Faktoren mit dem Verhalten des Verbundsystems und die Vorgabe einer quantitativ und qualitativ befriedigenden Wasserversorgung ergibt ein komplexes Gebilde, welches mit rein mathematischen Ansätzen nur unvollkommen beschrieben werden kann.

## **1.2 Systemgrundlagen und Problembeschreibung**

In dieser Arbeit werden die Begriffe *System* und *Modell* in unterschiedlichen Zusammenhängen verwendet. Als *System* wird eine Menge von Elementen eines Natursystems verstanden, zwischen denen bestimmte Beziehungen bestehen. *Verbundsysteme* bestehen aus den Elementen OF-Speicher, GW-Speicher und OF-Verteilungssystem. Die zielgerichtete und effiziente Bewirtschaftung von Verbundsystemen erfordert eine differenzierte räumliche und zeitliche Betrachtung dieser Systemelemente. Die grundlegende Struktur *gekoppelter Systeme* zeigt Abbildung 1.2-1.

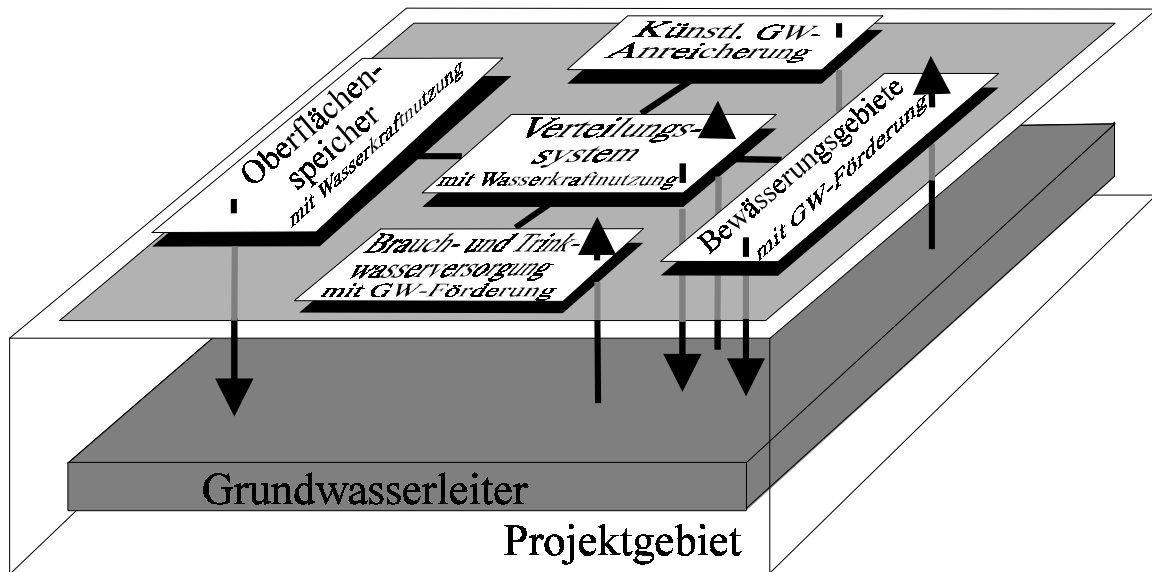


Abb. 1.2-1: Elemente eines Verbundsystems

Ein *Modell* ist die vereinfachte mathematische Darstellung der Funktion der Systemelemente und ihrer Beziehungen zueinander. Ein *Bewirtschaftungsmodell* beschreibt die Funktion der einzelnen Elemente des Verbundsystems, ihre Wechselbeziehungen untereinander und die Auswirkungen des Systemverhaltens auf die Erreichung vorher definierter Ziele. Es versucht den zeitlichen Verlauf der Systembewirtschaftung nachzuvollziehen und hierdurch die anstehenden Entscheidungen innerhalb der aktuellen Bewirtschaftung vorzubereiten. Hierzu wird das Erreichen vorher definierter Ziele innerhalb eines zukünftigen Systemzustandes kontrolliert.

Im folgenden werden die einzelnen Elemente von Verbundsystemen kurz beschrieben und auf ihre Beziehungen untereinander eingegangen.

*OF-Speicher* werden zumeist durch externe Systemzuflüsse gespeist. Aufgrund ihrer begrenzten Kapazität werden sie für die kurzfristige Wasserbedarfsdeckung herangezogen. Der Wasseraustausch zwischen OF-

Speichern und angrenzenden Aquiferen ist bei einer Kopplung beider Systeme nur schwer abzuschätzen, da der Wasserstand im OF-Speicher stärkeren Schwankungen unterliegen kann und die Durchlässigkeit der Speichersohle infolge Sedimentablagerung schwer bestimmbar ist. Zur Beurteilung der OF-Speichersteuerung genügen wenige Zustandsgrößen wie Speicherzufluß, Verluste durch Verdunstung und Versickerung, Speichervolumen und Speicherabgabe.

Das *OF-Verteilungssystem* leitet das zunächst in den OF-Speichern zurückgehaltene Wasser an die einzelnen Verbraucher weiter. Im Falle eines Wasserüberschusses besteht die Möglichkeit, dem GW-Speicher über spezielle Versickerungsbecken Wasser in größeren Mengen zuzuführen (künstliche GW-Anreicherung). Das OF-Verteilungssystem wird entweder durch externe Zuflüsse, durch Zuflüsse aus OF-Speichern, durch GW-Förderung oder Niederschlag gespeist. Das Verteilungssystem ist so zu dimensionieren, daß im Hochwasserfall eine direkte Weiterleitung von Überschußwasser aus dem Einzugsgebiet sichergestellt ist. In das OF-Verteilungssystem können neben ausgedehnten Kanalsystemen zur Bewässerung auch natürliche Flußläufe, Rohrleitungen, Aquädukte und Wasserkraftwerke zur Energiegewinnung integriert sein. Die Bewässerungsgebiete, Versickerungsbecken der künstlichen GW-Anreicherung und die Kanalisationssysteme zur Abführung des Abwassers aus Haushaltungen und Industrie sind ebenfalls Bestandteil des OF-Verteilungssystems.

Der *GW-Speicher* wird durch seinen unterirdischen Zustrom, künstliche GW-Anreicherung, Verluste aus dem für Bewässerungszwecke vorhandenen Kanalsystem, Verluste aus der defekten Kanalisation und ungenutzt versickerndes Bewässerungswasser gespeist. Durch Grundwasserförderung, kapillaren Aufstieg mit anschließender Verdunstung, unterirdischen Abfluß und Verluste in OF-Gewässer wird dem GW-Speicher Wasser entzogen. Für die Beurteilung

von GW-Speichern sind eine Vielzahl von Parametern in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung zu berücksichtigen. Der schwierige Prozeß der Systembeurteilung wird vielmehr durch eine entsprechende Visualisierung der einfließenden Parameter des Grundwassersystems unterstützt. Dem technischen Sachverständigen obliegt es, den durch die deterministischen Komponenten des Bewirtschaftungsmodells berechneten zukünftigen Systemzustand des GW-Speichers auf der Grundlage der zur Verfügung gestellten Zustandsgrößen (Standrohrspiegelhöhen, Bilanzen, Abstandsgeschwindigkeiten, Schadstoffkonzentrationen etc.) zu beurteilen und gegebenenfalls eine Strategieänderung einzuleiten.

Für den OF-Speicher steht die kurzfristige Nutzung während des aktuellen hydrologischen Jahres im Vordergrund, wohingegen der GW-Speicher als längerfristige Ressource genutzt wird. Entscheidungen über Wasserabgabe oder Wasserrückhalt im OF-Speicher werden in wesentlich kürzeren Zeitintervallen getroffen. Das Teilsystem OF-Speicher reagiert unmittelbar auf eine Veränderung der Speichersteuerung. Im GW-Speicher hingegen werden die Auswirkungen von angewendeten Bewirtschaftungsregeln erst nach Jahren oder Dekaden sichtbar.

Die gemeinsame, langfristige Nutzung von OF- und GW-Speichern erfordert die Einhaltung einer zu definierenden *Wasserqualität*, um eine Schädigung des Wassers bei den verschiedenen Nutzungsarten zu vermeiden und die Möglichkeit der Wassernutzung auch langfristig sicherzustellen. Die Dipoleigenschaften des Wassers machen es zum besten natürlichen Lösungsmittel und ermöglichen die Aufnahme von Stoffen während der ober- und unterirdischen Durchströmung des Verbundsystems. Neben den Inhaltsstoffen geogenen Ursprungs existieren anthropogene Stoffeinträge infolge Nutzung des Natursystems. Bei Verbundsystemen können anthropogene Schadstoffeinträge durch

undichte oder defekte Kanalisationssysteme, landwirtschaftliche Intensivnutzung, Direkteinleiter in OF-Gewässer oder Altlasten und Deponiekörper auftreten.

Die langfristige und effiziente Bewirtschaftung von Verbundsystemen erfordert die Entwicklung von *Bewirtschaftungsstrategien*, welche die natürlichen Gegebenheiten, das Verhalten des wasserwirtschaftlichen Systems und die Nutzungsziele in Einklang bringen. Für eine Bewirtschaftungsstrategie können mehrere *Bewirtschaftungsalternativen* entwickelt werden, die sich z.B. in der OF-Speichersteuerung, der Wahl der künstlichen GW-Anreicherung oder dem Wasserbedarf einzelner Bewässerungsflächen unterscheiden.

Der ständige Abgleich von gewählter Systembewirtschaftung und erreichten Zielen ist eingebettet in einen *Mehrzielentscheidungsprozeß*, an dem zwei Gruppen von Entscheidungsträgern beteiligt sind. Einerseits geben politisch und wirtschaftlich motivierte Entscheidungsträger die *dominanten Bewirtschaftungsziele* vor. Ein dominantes Bewirtschaftungsziel kann z.B. die Abgabe von Wasser aus dem Verbundsystem unter Vernachlässigung der hierbei entstehenden Kosten sein. Auf der anderen Seite beurteilen technische Sachverständige die Problematik der Systembewirtschaftung vornehmlich aus ihren naturwissenschaftlichen Kenntnissen heraus. Sie entwickeln für die vorgegebenen dominanten Bewirtschaftungsziele verschiedene Bewirtschaftungsalternativen und definieren detailliert die Ziele der Bewirtschaftung. Dies könnte im Falle von Verbundsystemen die Minimierung von Pumpkosten oder die Maximierung der bewässerbaren Fläche sein.

Innerhalb des Entscheidungsprozesses können *Nutzungskonflikte* auftreten, wenn die Verwirklichung eines Bewirtschaftungszieles nur auf Kosten eines anderen Zieles möglich ist. So führt die Anhebung der Grundwasserstände zwar zu einer Senkung der Pumpkosten, sie kann jedoch auch die Gefahr einer Bodenversalzung vergrößern und damit den zu erwartenden landwirtschaft

lichen Ertrag schmälern. Daher müssen die verschiedenen Alternativen auf der Basis eines *Maßsystems* unter Angabe der jeweiligen *Zielerreichungsgrade* bewertet werden.

Die Gruppe der technischen Sachverständigen muß auf der Grundlage des ihnen bekannten jetzigen Systemzustandes mit Hilfe eines Modells den zukünftigen Systemzustand voraussagen und den zu erwartenden Nutzen abschätzen. Die das Verbundsystem beeinflussenden Faktoren (natürliche und anthropogene Anregungen auf das Systems) werden ebenfalls als bekannt vorausgesetzt. Die Aussage über den zukünftigen Systemzustand ist aufgrund der Kompliziertheit der Naturvorgänge und der sie beeinflussenden Faktoren mit einer Unsicherheit behaftet, die Fehlentscheidungen bei der Wahl der zukünftigen Bewirtschaftungsstrategie zur Folge haben kann. Diese resultiert vornehmlich aus der *natürlichen Unsicherheit*, der *Parameter-* und der *Modellunsicherheit*.

Die *natürliche Unsicherheit* beschreibt die stochastischen Eigenschaften der Naturereignisse (z.B. die zeitliche Variabilität von Systemzuflüssen). Sie kann weder deterministisch erfaßt, noch eliminiert werden. Ihre Auswirkungen können mit stochastischen Verfahren berücksichtigt und quantifiziert werden.

Die *Parameterunsicherheit* wird durch die zufällige Auswahl von Naturdaten aus der Grundgesamtheit verursacht. Die auf der Grundlage der ausgewählten Naturdaten geschätzten Modellparameter können daher von den Parametern der Grundgesamtheit abweichen. So sind z.B. Informationen über Grundwasserstände und Schadstoffkonzentrationen als Rand- und Anfangsbedingungen des Bewirtschaftungsmodells nur punktuell vorhanden und sind in der Umgebung der Meßstelle nur für einen bestimmten Tiefenbereich des Aquifers gültig. Eine spätere Beurteilung einer gewählten Bewirtschaftungsstrategie basiert daher immer auf einer unscharfen Kontrollfunktion bzw. unscharfen Rand- und Anfangsbedingungen für Standrohrspiegelhöhen, Schadstoffkonzentrationen und Materialeigenschaften des GW-Leiters.

Die *Modellunsicherheit* entsteht durch das unvollkommene Verständnis der physikalischen Zusammenhänge oder eine unscharfe mathematische Abbildung der Systemelemente und ihrer Beziehungen zueinander. Infolge der innerhalb der Modelltechnik eingeführten Vereinfachungen ist das Ergebnis des Bewirtschaftungsmodells nur eine Näherungslösung.

Das aus den beschriebenen Unsicherheiten heraus entstehende *Risiko* einer Fehlentscheidung kann durch höhere Investitionen in die Leistungsfähigkeit des Verbundsystems, eine veränderte Bewirtschaftung des Systems (Veränderung entscheidbarer/beeinflussbarer Größen) oder eine höhere Abbildungsgenauigkeit des numerischen Modells vermindert werden.

Trotz dieser Möglichkeiten verbleibt ein Restrisiko, das durch entsprechende Sensitivitätsanalysen abgeschätzt werden kann.

Der o.g. Entscheidungsprozeß für die Bewirtschaftung eines Verbundsystems ist in letzter Konsequenz nie abgeschlossen und erfordert innerhalb der Gruppe von Entscheidungsträgern den Willen zu einer ständigen Überprüfung der aktuellen Bewirtschaftungsstrategie anhand der erreichten Ziele und eine eventuelle Anpassung der zukünftig zu verfolgenden Strategie.

### **1.3 Zielsetzung**

Im Rahmen dieser Arbeit soll ein Modell zur Erarbeitung langfristiger Bewirtschaftungsstrategien für Verbundsysteme entwickelt werden. Die erarbeiteten Bewirtschaftungsstrategien sollen den Wasserbedarf des Verbundsystems unter Einhaltung von Qualitätsstandards weitestgehend abdecken. Die Zuteilungen für die einzelnen Nutzer sollen auf der Grundlage einer bekannten, zeitlich veränderlichen Präferenzstruktur erfolgen. Die zu entwickelnde Methodik soll hierbei den folgenden Ansprüchen genügen:



- Das räumlich und zeitlich veränderliche Verhalten des Verbundsystems ist durch eine Kopplung von numerischen Modellen für die drei Teilsysteme OF-Speicher, OF-Verteilungssystem und GW-Speicher abzubilden.
- Der Entscheidungsprozeß soll die Bewirtschaftungsziele in ihrer zeitlichen Ausprägung bei bekannter, veränderlicher Präferenzstruktur berücksichtigen.
- Mit Hilfe eines festen Bewertungsschemas soll die Auswahl einer bevorzugten Bewirtschaftungsalternative aus einem begrenzten Set entwickelter Alternativen erfolgen.
- Die Wasserbeschaffenheit soll definierten Qualitätsstandards genügen. Eine Verbesserung der Wasserqualität soll durch eine geeignete Strategiewahl möglich sein.
- Der Gefahr einer Bodenversalzung soll durch geeignete Wahl der Bewirtschaftungsstrategie zur Kontrolle der Grundwasserstände vorgebeugt werden können.
- Die Methodik soll Veränderungen der Systemstruktur des Verbundsystems erfassen und zu erwartende Auswirkungen aufzeigen. Dies setzt einen modularen Aufbau und offene Konzepte für eine leichte Anpassung an unterschiedliche Systemstrukturen und Prozeßabläufe voraus.

Auf die aus natürlicher Unsicherheit und Parameterunsicherheit erwachsenden Risiken soll in dieser Arbeit nicht näher eingegangen werden. Die Abbildung des Bewirtschaftungs- und Entscheidungsprozesses soll es jedoch ermöglichen, durch geeignete Strategiewahl das Risiko einer Fehlentscheidung zu minimieren.

Die Anwendbarkeit der entwickelten Methodik soll am Beispiel eines realen Studienfalles überprüft werden.



## 2 Stand der Forschung

Lösungsansätze zur Bewirtschaftung von Verbundsystemen wurden bereits Anfang der 60er Jahre (BURAS & HALL, 1961) entwickelt. Im Folgenden wird eine systematische Einteilung vorgenommen, die zunächst Problemlösungen für einfache wasserwirtschaftliche Systeme beschreibt.

### *(a) Verteilungsmodelle ohne Grundwassermodellierung:*

Erste Untersuchungen zum Problem der Verbundbewirtschaftung von OF- und GW-Speichern wurden von BURAS & HALL (1961) durchgeführt, welche die dynamische Programmierung für die Minimierung der Pumpkosten bei festem Wasserbedarf einsetzten.

Die Berücksichtigung weiterer Ziele wurde von BURAS (1963) in den vorhandenen Algorithmus integriert. Vereinfachend nahm er an, daß OF-Speicher und GW-Speicher jeweils ein Bewässerungsgebiet versorgen, die nicht miteinander verbunden sind. Das Verfahren ist auf die Behandlung von acht konstanten Zeitschritten begrenzt. Die Standrohrspiegelhöhen im GW-Speicher wurden als räumlich konstant angenommen.

Die von BURAS (1963) entwickelte Methodik wurde von JOHNSTON et al. (1973) in einem hypothetischen Anwendungsfall für die Dimensionierung eines OF-Speichers im Einzugsgebiet des Hunter Flusses in Australien angewendet.

Durch die Kopplung eines Kontrollmodells mit quadratischer Zielfunktion zur Lösung des Allokationsproblems und eines linearen Programmieransatzes zur Bestimmung der sich infolge Verteilungsstrategie einstellenden Nachfrage konnten NOEL & HOWITT (1982) Strategien zur optimalen Wasserbevorratung und Wasserverteilung in einem komplexen Verbundsystem erarbeiten. Mögliche Gewinne durch verzögerte Wasserabgabe zu einem späteren Zeit

punkt wurden in die Überlegungen einbezogen. Zukünftige Ereignisse wurden durch Wichtungsfaktoren in ihrer Wirkung auf die gegenwärtige Strategie abgeschwächt (NOEL et al., 1980).

Im Einzugsgebiet des Ridaura Flusses im Nordosten von Spanien steht für die Wasserspeicherung lediglich ein eng begrenztes GW-Speichervolumen von  $4 \text{ hm}^3$  zur Verfügung. Um die Wasserversorgung zu jedem Zeitpunkt sicherzustellen, entwickelten TRILLA & ESTALRICH (1993) ein Verfahren zur Bestimmung der optimalen Anreicherungsmengen. Für die künstliche GW-Anreicherung wird geklärtes Wasser und importiertes Wasser aus anderen Einzugsgebieten genutzt.

***(b) Modelle mit Berücksichtigung der Interaktion zwischen OF-Gewässern und GW-Speicher:***

In den Untersuchungen von MADDOCK III (1972, 1974) wurde das Verhalten eines räumlich diskretisierten GW-Speichers, der in hydraulischer Verbindung mit einem Vorfluter steht, durch die "algebraic technological function" erfaßt. Diese Übertragungsfunktion ermöglichte eine direkte Berücksichtigung des Aquiferverhaltens im verwendeten Optimierungsalgorithmus.

In dem von GUPTA & GOODMAN (1985) vorgestellten Lösungsansatz wurde berücksichtigt, daß die Wasserversorgung einer ganzen Region vornehmlich durch Flußwasser gedeckt werden mußte. In Dürreperioden bestand die Notwendigkeit, den Fluß gezielt mit Wasser aus einem GW-Speicher anzureichern. GUPTA & GOODMAN (1985) entwickelten mit Hilfe eines dreidimensionalen GW-Modells eine Methodik zur optimalen räumlichen Anordnung der hierfür notwendigen Brunnenfelder im Nahbereich des Flusses. War die Brunnenan-

ordnung gefunden, wurde mit einem linearen Programmieransatz die optimale Verteilung der zu fördernden Wassermenge auf die einzelnen Aquiferbereiche bestimmt.

*(c) Modelle zur Optimierung des Wasserkreislaufes in*

*Bewässerungsgebieten:*

Eine Methodik zur Ertragsmaximierung durch Mischung von versalzenem Grundwasser mit unbelastetem Oberflächenwasser für ein Bewässerungsgebiet im Punjab wurde erstmals von GUPTA et al. (1987) beschrieben.

Das Optimierungsproblem zur Maximierung der nicht linearen Ertragsfunktion wurde hier mit Hilfe der geometrischen Programmierung gelöst. Es ergab sich ein optimales Mischungsverhältnis von Grund- und Oberflächenwasser, wobei die Versalzungsproblematik in ihrer räumlichen Ausdehnung und das Verhalten des Aquifers unberücksichtigt blieben.

In der Untersuchung von LATIF & JAMES (1991) wurde als Hauptziel der Verbundnutzung die Stabilisierung der Grundwasserstände zur langfristigen Versalzungskontrolle definiert. Anders als bei großflächigen Planungsmodellen wird in dieser Studie versucht, den lokalen Wasserkreislauf von räumlich eng begrenzten Bewässerungseinheiten zu optimieren. Der von LATIF & JAMES (1991) entwickelte Algorithmus zur Ertragsmaximierung berücksichtigte erstmals die Auswirkungen eines temporären Wassermangels auf den Pflanzen-ertrag. Sie verwendeten das Simulationsprogramm WASBCY (Water and Salt Balance Crop Yield), welches den zu erwartenden Pflanzen-ertrag und die zu erwartende Salzanreicherung in der Wurzelzone bzw. im Aquifer auf der Grundlage des zur Verfügung stehenden Wassers prognostiziert.

Eine Erweiterung der Lösungsansätze von GUPTA et al. (1987) findet sich in der Studie von AFZAL et al. (1992). Hierbei wurden, wie schon bei LATIF & JAMES (1991), auch die Auswirkungen beim Ausfall der Bewässerung in Teilabschnitten eines Anbauzyklus berücksichtigt. Im Gegensatz zum Verfahren von GUPTA et al. (1987) wurde während der ersten Wachstumsphase keine Einmischung von versalztem Grundwasser vorgenommen. Das räumliche und zeitliche Verhalten des GW-Speichers wurde nicht erfaßt, da im von AFZAL et al. (1992) untersuchten Gebiet durch einen unterirdischen Wasseraustausch keine Erniedrigung der Salzkonzentration zu erwarten war.

TYAGI et al. (1993) beschrieben die Auswirkungen unterschiedlicher Ausbaugrade auf die Kosten- und Ertragsstruktur von Bewässerungssystemen. Hierzu wurden zehn verschiedene Ausbaustufen eines Bewässerungssystems gewählt, wobei die Grundwasserqualität als beschränkender Faktor für die GW-Fördermengen eingeführt wurde.

Das von TYAGI et al. (1993) entwickelte Modell erlaubte Rückschlüsse auf den optimalen Ausbauzustand des Bewässerungssystems zur Erreichung eines bestimmten Ertrages, zur Begrenzung der anfallenden Kosten oder zur Einhaltung einer Ertrags-Kosten-Relation und eine detaillierte Darstellung der zu erwartenden Grundwasserstände.

***(d) Modelle für komplexe wasserwirtschaftliche Systeme:***

YOUNG & BREDEHOEFT (1972) wendeten für die Untersuchung eines Verbundsystems am „South-Platte“ Fluß ein gekoppeltes Simulations-Optimierungsmodell an. Sie postulierten, daß die Interaktionen zwischen OF-Gewässern und GW-Speichern die Anwendung reiner Optimierungstechniken unmöglich mache, da die hierfür notwendigen Systemvereinfachungen im Bereich der GW-Speicher die Auswirkungen einer räumlich und zeitlich variablen

GW-Förderung unzureichend berücksichtigen. In ihrer Arbeit wiesen sie insbesondere auf den Einfluß administrativer Entscheidungen und gesamtwirtschaftlicher Zwänge hin. Mit Hilfe eines vereinfachten linearen Programmieransatzes nach ANDERSON (1968) wurde der optimale Einsatz von Bewässerungswasser über mehrere Bewässerungsperioden unter Berücksichtigung verschiedener Anbaumuster bestimmt. Konnten die OF-Gewässer die notwendige Wassermenge nicht bereitstellen, wurde der GW-Speicher zur Deckung des Restbedarfs eingesetzt. Dieser Algorithmus wurde zur Ertragsmaximierung des Gesamtsystems in ein Entscheidungsmodell zur Erreichung übergeordneter Planungsziele eingebettet.

Die Zusammenhänge zwischen Wasserversorgung, Anbaumustern und Betriebskosten wurden von BREDEHOEFT & YOUNG (1983) erst in einer zweiten Studie im gleichen Einzugsgebiet konkretisiert. Die Wasserqualität blieb in beiden Untersuchungen unberücksichtigt.

Erstmals wurde in der Studie von CHAUDHRY (1973) eine Unterscheidung zwischen kurzfristiger Bewirtschaftungsstrategie (hier zwei Anbauperioden) und einer langfristigen Strategie eingeführt. Diese Betrachtungsweise war notwendig, da der Indus als einziger Zufluß zum untersuchten Projektgebiet in seiner Wasserführung stark schwankt. Als Folge der periodischen Zuflußschwankungen wurde lediglich die kurzfristige Strategie angepaßt. Die Steigerung landwirtschaftlicher Erträge stand im Vordergrund (CHAUDHRY et al., 1974). Die Charakteristik des zugrundeliegenden Verteilungssystems wurde sehr genau abgebildet, wobei der unterirdische Zustrom im GW-Speicher gleich dem Abstrom angenommen wurde. Erst nach abgeschlossener Maximierung der Ertragsfunktion wurde das Verhalten des GW-Speichers durch Simulation überprüft. Qualitätsparameter des Bewässerungswassers wurden nicht berücksichtigt.

Durch Dekomposition der Teilsysteme und ein mehrstufiges Optimierungsverfahren entwickelten YU & HAIMES (1974) ein Modell zur Kostenverringern für Versorgungsunternehmen, die in einem regionalen Verband zusammengeschlossen sind.

Ausgehend von einem vorgegebenen Initialzustand wurde zunächst für jeden Verband der optimale Austausch zu den Nachbarverbänden bestimmt. Danach waren notwendige Pumpstrategie und GW-Anreicherung im eigenen Verband bekannt und wurden zur Berechnung der sich ergebenden Kosten herangezogen. Abschließend wurde mit Hilfe eines Grundwassermodells die gewählte Strategie auf ihre Schlüssigkeit hin geprüft. Das Modell wurde an einem hypothetischen Fall getestet.

Um für mehrere Systemnutzer Richtlinien eines optimalen Verhaltens innerhalb einer Gesamtbewirtschaftung zu erstellen, wählten HAIMES & DREIZIN (1977) ebenfalls einen mehrstufigen Lösungsansatz. Unter der Voraussetzung, daß sich ein Nutzer auf eine Zelle der Modelldiskretisierung des Grundwassermodells beschränkt, wurde das Optimierungsproblem zur Kostenminimierung und Wasserverteilung für jede Zelle gelöst. Wurden die Ziele eines Nutzers nicht erreicht, so wurden in einem zweiten Schritt die Absenkungen in jeder Aquiferzelle und die Versickerung von OF-Gewässern in den Aquifer bestimmt. Mit diesem Systemzustand wurde das Optimierungsproblem erneut gelöst. Dieser Anpassungsprozeß wurde bis zur Erreichung der einzelnen Nutzerziele wiederholt. Der vorgestellte Ansatz wurde von DREIZIN (1975) anhand eines hypothetischen Falles mit drei Nutzern getestet.

Eine vergleichende Anwendung verschiedener Optimierungstechniken durch DUCKSTEIN et al. (1981) bzw. GERSHON & DUCKSTEIN (1983) führte zu nahezu identischen Bewirtschaftungsstrategien. Anhand des Einzugsgebietes



des Santa Cruz Flusses im Südwesten der USA untersuchten sie mit Hilfe der Verfahren Kompromißprogrammierung, "cooperative game theory", Nutzenfunktionsverfahren und ELECTRE (ELimination Et Choix Traduisant la Réalité) die Auswirkungen von Bewirtschaftungsalternativen innerhalb eines 50jährigen Planungshorizontes (GERSHON et al., 1982). Für nicht monetäre Ziele (z.B. Biotopschutz) wurde eine fünfstufige Bewertungsskala verwendet. Entscheidend war die Einführung von Zielerreichungsgraden, welche es gestatteten, die verschiedenen Bewertungsarten der insgesamt 25 Kriterien auf eine numerische Werteskala zu projizieren.

Einen modularen Ansatz auf der Grundlage der linearen Programmierung wählten LOUIE et al. (1984). Die Verknüpfung zwischen Optimierungs- und Simulationsmodellen wurde mit Hilfe der „influence coefficient method“ realisiert, wodurch die Optimierung losgelöst von den Simulationsmodellen durchgeführt werden konnte. Dieser Ansatz erlaubte die Berücksichtigung der Wasserqualität im GW-Speicher und in OF-Gewässern, wobei in einem mehrstufigen Verfahren zunächst das Kostenproblem der Wasserverteilung (Transport zwischen Pumpstation, Verbraucher, Wiederaufbereitung und künstliche GW-Anreicherung) gelöst wurde. Zum Aufbau der Einflußkoeffizientenmatrix wurde ein Grundwassermodell eingesetzt, welches auf der Grundlage der gewählten Verteilung die Grundwasserstände und Qualitätsdaten berechnete und abschließend eine Regionalisierung dieser Parameter durchführte. In einem dritten Schritt wurde die optimale Verteilung der GW-Fördermengen, unter Beachtung der Grundwasserqualität, berechnet. Eine Kontrolle der Verteilung wurde nicht durchgeführt.

Aus den Zielfunktionen optimale Wasserverteilung, Einhaltung von Qualitätsparametern und Ressourcenschonung im GW-Speicher konstruierten LOUIE et al. (1984) anschließend eine "payoff table", mit deren Hilfe das Mehrzielent-

scheidungsproblem in mehrere Einzelentscheidungsprobleme konvertiert wurde. Diese wurden mit Hilfe eines parametrischen, linearen Programmieransatzes gelöst. Der gekoppelte Optimierungs-Simulationsansatz wurde zur Studie verschiedener Managementstrategien im Mündungsgebiet des Santa Ana Flusses eingesetzt.

Ähnlich wie LOUIE et al. (1984) setzten DANSKIN & GORELICK (1985) eine Kopplung von Optimierungs- und Simulationstechniken ein. Die Reaktionen des GW-Speichers auf normierte Einheitsstimulationen aus den unterschiedlichsten Bereichen (GW-Förderung, Interaktion zu OF-Gewässern, GW-Zehrung etc.) wurden durch jeweils eine "response matrix" beschrieben. Die Bereitstellung der verschiedenen Antwortmatrizen erfolgte mit Hilfe eines Grundwassermodells. Durch Superposition der Antwortmatrizen wurde die Reaktion des GW-Speichers bestimmt. Neben einer Minimierung der Wasserverteilungskosten wurden sämtliche weiteren Ziele durch Restriktionen in das Modell eingebracht. Beim Anwendungsfall im Livermore Valley standen der regionale Wasseraustausch mit anderen Einzugsgebieten, die Identifizierung der kritischen Systemparameter innerhalb der Bewirtschaftung und die gesamtwirtschaftlichen Folgen verschiedener Bewirtschaftungsstrategien im Vordergrund.

MOREL-SEYTOUX et al. (1985) entwickelten das Simulationsmodell SAMSON (Sream-Aquifer Model for Management by Simulation and Optimization) zur Untersuchung von Reaktionen von Verbundsystemen auf verschiedene Bewirtschaftungsstrategien. Das Modell besteht aus einem Allokationsbaustein, welcher die Aufteilung des Wassers nach zu definierenden Kriterien vornimmt und einer Komponente zur Berechnung des sich einstellenden Systemverhaltens.

Auf die exakte Beschreibung der Interaktion zwischen OF-Gewässer und Aquifer wurde besonderer Wert gelegt (ILLANGASEKARE & MOREL-SEYTOUX, 1982; ABDULRAZZAK & MOREL-SEYTOUX, 1983). Das Modell wurde erfolgreich für die Beurteilung von Systemreaktionen auf verschiedene Bewirtschaftungsstrategien im Einzugsgebiet des South-Platte eingesetzt (ILLANGASEKARE & MOREL-SEYTOUX, 1983; MOREL-SEYTOUX & RESTREPO, 1986). In einer Weiterentwicklung des Modells werden qualitative Aspekte berücksichtigt und ein Algorithmus zur Beurteilung der ökonomischen Auswirkungen (MOREL-SEYTOUX, 1984) hinzugefügt.

Die Anwendung eines Optimierungsmodells zur Erarbeitung optimaler Pumpstrategien in der Verbundnutzung des Lincolnshire Aquifers bei Peterborough beschreibt STOTT (1986). Eine Nutzung des Aquifers wurde hier aufgrund niedrigerer Kosten einer OF-Speicherabgabe vorgezogen. Die OF-Speicherabgabe wurde daher erst bei Unterschreitung von Mindestwasserständen im River Glenn oder bei gewünschter GW-Anreicherung durch Flußwasser notwendig. Ein Meßnetz zur Überwachung des Aquiferverhaltens und der Wasserstände in den OF-Gewässern machte eine optimale kurzfristige Systembewirtschaftung möglich. Für die Beurteilung der langfristigen Systembewirtschaftung wurde ein Bewertungsschema ("River Amenity Index") zur Berücksichtigung technischer Aspekte, der auftretenden Kosten und des Naherholungswertes entwickelt.

ANDREU et al. (1986) entwickelten ein Programmsystem zur Erarbeitung von Bewirtschaftungsregeln bei gleichzeitiger Kontrolle der Salzwasserintrusion in einen küstennahen GW-Speicher. Für die Berücksichtigung der dichteabhängigen Strömung wurde ein Grundwassermodell von FERRER & RAMOS (1983) ausgewählt und mit den bis dato vorhandenen Ansätzen von ANDREU

(1983) und ANDREU & MARCO (1983) verknüpft. Durch eine gezielte Verbundnutzung konnte das Vordringen von Salzwasser gestoppt werden.

Ein Konzeptmodell für die Bewirtschaftung mehrfach vernetzter Verbundstrukturen wurde von CORREA (1988) anhand des Verbundsystems von San Juan/Argentinien erläutert. Das eingesetzte Grundwassermodell diente der Abschätzung des zur Verfügung stehenden GW-Speichervolumens und der Überprüfung der Grundwasserstände zur Versalzungskontrolle. Qualitative Aspekte im GW-Speicher blieben unberücksichtigt. Gesucht war die optimale Speicherstellungsganglinie im OF-Speicher unter Zugrundelegung verschiedener Zielfunktionen (minimale Systemausgänge, maximale Systemausgänge oder maximale Energiegewinnung). Das System wurde als Regelkreis betrachtet, für dessen Steuerung je nach gewählter Zielfunktion und aktuellem GW-Zustand verschiedene Stellglieder ein- oder ausgeschaltet werden konnten. Ergebnis der Untersuchung bildete eine Aussage über die Steuerbarkeit des Systems und eine optimale Speicherstellungsganglinie zur Erreichung der jeweiligen Zielfunktion und des beabsichtigten zukünftigen GW-Zustandes.

Unter Einsatz der stochastisch dynamischen Programmierung wurde von ONTA et al. (1991) für das Einzugsgebiet des Bagmati in Nepal ein mehrstufiges Entscheidungsmodell entwickelt. Für die langfristigen Bewirtschaftungsalternativen galt es die lineare Kostenfunktion aus Pumpkosten und Verteilungskosten zu minimieren. Die Förderhöhen im GW-Speicher und die zu erwartende Grundwasserneubildung wurden als konstant angenommen. Das Systemverhalten wurde anhand eines Simulationsmodells untersucht. Da es sich hierbei um ein Verteilungsmodell ohne Kopplung zum angeschlossenen GW-Speicher handelte, blieben die Interaktionen mit zwischen GW-Speicher und OF-Gewässern unberücksichtigt. Abschließend wurde mittels eines Mehrzielent-

scheidungsalgorithmus (hier "compromise programming") aus dem Set der untersuchten Alternativen die "befriedigendste" Lösung ausgewählt (ONTA, 1991).

STANSBURY et al. (1991) benutzten ein dreistufiges, kombiniertes Simulations-Optimierungsmodell zur Beurteilung und Auswahl bevorzugter Wasserverteilungsstrategien. Das Systemverhalten wurde durch die Kopplung eines Verteilungsmodells mit einem Grundwassermodells (WOLDT, 1986) für jede vorgeschlagene Alternative simuliert. Die so erhaltenen Systemzustände wurden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems dargestellt und ausgewertet. Jeder zu beobachtende Einflußbereich wurde hierbei vereinfachend durch Indikatoren ausgedrückt. Wie in der Studie von ONTA et al. (1991) wurde auch hier mit Hilfe der Kompromißprogrammierung die befriedigendste Alternative ausgewählt.

Auf der Basis des Simulationsmodells SIMGES (SIMulation de la GEStión de Cuencas) entwickelten ANDREU et al. (1992a, b) das gekoppelte Simulations-Optimierungsmodell AQUATOOL. Das Modell bildet die Bewirtschaftung eines Verbundsystems mittels drei verschiedener Module ab, ohne die Wasserqualität zu berücksichtigen.

Das Modul OPTIGES optimiert in einem ersten Schritt die Systemstruktur (Kanäle, Lage und Ausdehnung von Bewässerungsgebieten und Speicheranordnung). Hierfür ist zunächst ein Verteilungsnetzwerk zu definieren, welches die Elemente Knotenpunkt ohne Speicherkapazität, Knotenpunkt mit Speicherkapazität, Verbindungskanal und Knoten mit Wasserbedarf enthält. Für die Minimierung der Zielfunktion von gewichteten Bedarfsdefiziten und Durchflüssen kam der "Out-of-Kilter"-Algorithmus (BAZARAA & JARVIS, 1977) zur Anwendung.

Für die Simulation der Systembewirtschaftung setzten ANDREU et al. (1992b) das bereits erwähnte Modul SIMGES ein, das auf die Betrachtung von monat-

lichen Bewirtschaftungsabschnitten beschränkt ist. Hier existieren weitere Elementtypen zur Abbildung von Systemkomponenten. Die direkte Einbettung von GW-Speichern als Knoten im Verteilungsnetzwerk erlaubt lediglich die Berücksichtigung einfacher GW-Speicher ("single cell"-Aquifer).

Die Vereinfachungen im Bereich des GW-Speichers führten zur eigenständigen Weiterentwicklung des "eigenvalue approach" (SAHUQUILLO, 1983; SAHUQUILLO & SANCHEZ, 1983; ANDREU & SAHUQUILLO, 1987) und mündeten im Modul AQUIVAL. Auf der Basis von Kontrollparametern werden die Systemantworten in Form von Standrohrspiegelhöhen berechnet. Hierfür müssen die Reaktionen auf normierte Beanspruchungen (Standrohrspiegelverteilung infolge GW-Förderung von  $1\text{m}^3/\text{s}$  im Brunnen  $k$  etc.) bekannt sein (ANDREU & SAHUQUILLO, 1987; ANDREU et al., 1992b).

Das Model SIMGES wurde erfolgreich im Einzugsgebiet des Segura Flusses im Südosten Spaniens eingesetzt (ANDREU, 1989). In dieser Studie wurden die einfachen Aquifermodelle durch entsprechende Bausteine zur Berechnung von Rückflüssen aus Dränung und zur Berücksichtigung von Verlusten durch Evapotranspiration ergänzt. Die Auswirkungen des aufgebrachten Bewässerungswassers auf den GW-Speicher wurden mit Hilfe des Grundwassermodells MODFLOW (McDONALD & HARBAUGH, 1984) untersucht.

Die Sicherstellung der regionalen Wasserversorgung bei gleichzeitiger Einhaltung von Mindestwasserständen in OF-Gewässern berücksichtigt ein von MALE & MUELLER (1992) entwickeltes Mehrzielentscheidungsmodell zur Untersuchung von Verbundsystemen mit vornehmlicher Grundwassernutzung. Das Verhalten des Aquifers infolge einer veränderten GW-Förderung wurde mit Hilfe eines analytischen Ansatzes berücksichtigt. Das vorgestellte Verfahren erlaubte es, die sich bei einer Ausweitung der Wasserrechte einstellenden Folgewirkungen abzuschätzen und dem zu erwartenden Nutzen gegenüberzustellen.

Innerhalb des von MATSUKAWA et al. (1992) vorgestellten Planungsmodells wurden die Wasserstände in den Elementen des Verteilungssystems (Flußabschnitte, Kanalabschnitte etc.) mit Hilfe der Manning-Strickler Formel bestimmt und konnten als Eingangsgrößen für das Grundwassermodell verwendet werden. Beide Modelle wurden zur Maximierung der nichtlinearen Ertragsfunktion in den von MURTAGH & SAUNDERS (1983) entwickelten Optimierungsalgorithmus MINOS integriert.

### **3 Methodik und Systementwicklung**

Die bisher durchgeführten Untersuchungen zur Bewirtschaftung von Verbundsystemen lassen folgendes erkennen:

- Eine sich ändernde Präferenzstruktur (Gewichtung der Bewirtschaftungsziele) wurde bis dato nicht berücksichtigt.
- Die in einem Verbundsystem enthaltenen Teilsysteme erfordern in verschiedenen zeitlichen Abständen Entscheidungen zu ihrer weiteren Steuerung. Dieser Tatsache muß durch eine variable Zeitschrittlängenwahl Rechnung getragen werden.
- Die Anwendung reiner Optimierungstechniken zog immer Vereinfachungen im Bereich des GW-Speichers nach sich. Die Anwendung von Antwortmatrizen zur Charakterisierung des Aquiferverhaltens konnte diesen Mangel nicht ausgleichen, da die Superpositionsfähigkeit verschiedener Aquiferantworten angezweifelt werden muß (Nichtlinearität). Wird zum Beispiel die GW-Förderung in einem einzelnen Förderbrunnen stark gesteigert, so kann der Fall eintreten, daß sich die Strömungsrichtung in abstrom gelegenen Aquiferbereichen umkehrt. Die auf der Grundlage der ehemaligen Strömungsrichtung berechneten Austauschmengen (in Form einer Antwortmatrix) eines im Abstrombereich gelegenen OF-Gewässers sind damit nicht mehr zutreffend.
- Die Zusammenfassung der GW-Förderung an den einzelnen Entnahmehäusern bzw. deren Zusammenlegung zu Brunnenfeldern stellte eine Vereinfachung dar, die nicht immer zu realistischen Ergebnissen führte.
- Die örtliche und zeitliche Verteilung des aufzubringenden Bewässerungswassers wurde zumeist nur ungenügend erfaßt.



- Die Qualität des eingesetzten Grundwassers ging nur in lokale Untersuchungen, z.B. für einzelne Bewässerungsfelder, ein. Anreicherungseffekte bei wiederholter Nutzung wurden nicht berücksichtigt.
- Für die Abbildung von Verteilungsnetzen existierten nur vereinfachende Ansätze, welche die Interaktion zwischen Wasserverteilungssystem und Aquifer in ihrer räumlichen Ausprägung nur unzureichend erfaßten.

Die Prozesse und Entscheidungsabläufe bei der Bewirtschaftung von Verbundsystemen sind recht unterschiedlich. Um der Problemstruktur gerecht zu werden, bedarf es eines Konzeptes, das in seinem Aufbau die Lösung des Problems nicht einschränkt. Dieses Denkkonzept soll im folgenden erläutert werden.

### **3.1 Grundlegendes Konzept zur Beschreibung des Entscheidungsprozesses**

Für einen Entscheidungsträger stellt sich die Frage, welche Bewirtschaftungsstrategie auszuwählen ist, um eine optimale Systembewirtschaftung und damit die Erreichung seiner Ziele zu gewährleisten.

Da die Definition von *optimal* dem Entscheidungsträger aufgrund fehlender Informationen nicht gelingt, sucht er i.allg. nach einer für ihn befriedigenden Lösung, die nicht optimal sein muß. Eine zentrale Annahme der vorliegenden Arbeit besteht darin, daß eine *optimale Lösung* des Problems nicht existiert, da die Definition von Optimalität hier nicht möglich ist. Vielmehr existieren *befriedigende Lösungen*, die sich in der Erreichung der geäußerten Ziele bzw. Wünsche unterscheiden.

Der *Entscheidungsprozeß* wird hier als die Auswahl innerhalb eines Sets von verschiedenen *Alternativen* betrachtet. Eine Alternative ist eine von mehreren Bewirtschaftungsmöglichkeiten, die sich durch die Wahl der Systemparameter (Wasserbedarf, Zuflußmengen etc.) von den anderen Alternativen des Sets unterscheidet. Alle Alternativen eines Sets verfolgen dieselbe übergeordnete Bewirtschaftungsstrategie.

Der Entscheidungsprozeß ist ein bewußter Vorgang, dem eine logische Struktur zugrunde liegt, welche das reale Problem vereinfacht. Diese Struktur erlaubt eine Gewichtung der zur Entscheidung anstehenden Variablen durch den Entscheidungsträger. Der Entscheidungsträger bedarf ergänzender Informationen über die zur Verfügung stehenden Alternativen und die hieraus erwachsenden Folgewirkungen. Durch die Auswahl einer geeigneten Alternative beendet er den Entscheidungsprozeß. Der Vergleich von Alternativen, ihre subjektive Bewertung und die abschließende Auswahl spiegeln die individuelle *Präferenzstruktur* des Entscheidungsträgers wieder.

Die Entwicklung einer Bewirtschaftungsstrategie setzt die Definition von *Bewirtschaftungszielen* voraus. Das heißt, eine das System beschreibende Zustandsgröße ist zu maximieren, zu minimieren, möglichst weit über oder unter einen Grenzwert anzuheben/abzusenken oder in einem bestimmten Wertebereich zu fixieren, um die Gesamtlösung zu verbessern. Die drei letztgenannten Zielarten unterscheiden sich von klassischen Restriktionen dadurch, daß es in diesem Falle für den Entscheidungsträger von Wichtigkeit ist, wie hoch der Grenzwert überschritten/unterschritten wird bzw. wo die Zustandsgröße innerhalb des gewünschten Bereiches liegt. Die Erreichung des Zieles muß kontrollierbar sein. *Zielerreichungsgrade* sollen in diesem Zusammenhang als Richtschnur dienen und ein wirksames Hilfsmittel sein, mehrere Ziele in ihrem Zusammenwirken zu beurteilen.

Die Beurteilung verschiedener Bewirtschaftungsalternativen wird vereinfacht, wenn neben den Bewirtschaftungszielen auch *Erwartungswerte* definiert werden. Ein Erwartungswert definiert die Grenze zwischen einem zufriedenstellendem Zielwert und einem unbefriedigendem Zielwert. In Verbindung mit Zielwerten können Erwartungswerte für die Definition von *Zielerreichungsgraden* eingesetzt werden, womit die Bewertung der einzelnen Ziele vereinfacht wird. Entsprechend den definierten Zielarten können obere und untere Erwartungswerte eingesetzt werden. *Erfolg* stellt sich dann ein, wenn zumindest der Erwartungswert erreicht wird. Die Veränderung der Erwartungswerte beeinflusst die Art und Weise der weiteren Suche nach einer akzeptierbaren Lösung, da der individuelle Erfahrungsgewinn die Definition einer befriedigenden Lösung verändert.

Der Mehrzielcharakter der Verbundbewirtschaftung erhöht die Wahrscheinlichkeit von *Konfliktsituationen*, innerhalb derer die gleichzeitige Verwirklichung der gesetzten Ziele nicht möglich ist. Konflikte werden durch die Mechanismen Innovation und Adaption gelöst. Innovation bezieht sich in diesem Zusammenhang auf die Entwicklung bisher unbekannter Alternativen. Adaption bezeichnet die Veränderung der Akzeptanzstruktur des Entscheidungsträgers, so daß eine der entwickelten Alternativen als befriedigend angesehen werden kann.

Eine *optimale Strategie* wird in dieser Untersuchung als diejenige definiert, der keine andere verfügbare Strategie vorgezogen wird. Eine *akzeptierbare Strategie* muß zumindest die Erwartungswerte erfüllen.

## 3.2 OF-Speicher und Wasserverteilung

### 3.2.1 Theoretische Grundlagen

Das dem System oberflächlich zufließende Wasser und das dem GW-Speicher über Brunnen entnommene Wasser sind "optimal" für verschiedene Zwecke zu verteilen.

Mit jeder Nutzungsmöglichkeit des Wassers sind Zielvorstellungen verknüpft, die sich beispielsweise hinsichtlich der Energieerzeugung aus Wasserkraft an den damit verbundenen Erträgen oder bezüglich der Bereitstellung von Bewässerungswasser an der damit bewässerbaren Fläche orientieren können. Bei knappen Ressourcen tritt der Fall ein, daß verschiedene Nutzungsmöglichkeiten bzw. Zielsetzungen im Konflikt zueinander stehen. Die besondere Problematik liegt in der Bewertung und gegenseitigen Aufrechnung des Grades, mit dem sich verschiedene Zielvorstellungen infolge einer Strategie verwirklichen lassen. Dies macht es erforderlich, die Präferenzen der Entscheidungsträger bezüglich der Umsetzung bestimmter Bewirtschaftungsziele in den Prozeß zur Auswahl einer "optimalen" Strategie einzubeziehen.

Hierzu wurden die Grundgedanken des SEMOPS-Verfahrens (SEquential MultiObjective Problem Solving Technique; MONARCHI, 1972; MONARCHI et al., 1973) aufgegriffen und für die spezielle Fragestellung einer Verbundbewirtschaftung weiterentwickelt.

Der Algorithmus wurde bereits von MONARCHI et al. (1975), SUTANTO (1986), BOGARDI & DUCKSTEIN (1992), LECHER et al. (1993) und BILLIB et al. (1995) für die Lösung von Wasserverteilungsproblemen unter Mehrfachzielsetzung erfolgreich eingesetzt. Die letztgenannte Arbeit behandelt ebenfalls das in dieser Arbeit untersuchte Verbundsystem von San Juan/Argentinien, ohne eine unmittelbare Kopplung von OF-Verteilungsmodell, GW-Strömungsmodell und GW-Transportmodell vorzunehmen.

Die von MONARCHI (1972) vorgestellte Methodik beschränkte sich auf kontinuierliche Variablen und setzte voraus, daß sich die Zielvorstellungen als einfach differenzierbare Funktionen darstellen lassen. BOGARDI & DUCKSTEIN (1992) erweiterten diesen Ansatz durch die Einbindung der Evolutionsstrategie nach RECHENBERG (1973) und ermöglichten die Verwendung diskreter Variablen. Auf dieser Grundlage wurde das Verfahren zur Lösung eines wasserwirtschaftlichen Planungs- und Allokationsproblems im Süden Thailands eingesetzt (SUTANTO, 1986). Auf die Anwendung der Evolutionsstrategie wird in dieser Arbeit verzichtet, da von einem begrenzten Set von Alternativen ausgegangen wird. Eine Anwendung der Evolutionsstrategie würde bei Anwendung der von BOGARDI & DUCKSTEIN (1992) vorgestellten Methodik zu einer Vereinheitlichung aller untersuchten Alternativen führen, da durch reine Mittelwertbildung der Entscheidungsvariablen zur Erzeugung einer neuen Alternative (SUTANTO, 1986) die Charakteristika der verschiedenen Alternativlösungen verloren gehen.

Die Ausprägungen der Entscheidungsvariablen müssen nicht bekannt sein, sondern ergeben sich in Abhängigkeit vom Wasserdargebot während des Entscheidungsprozesses. Das Entscheidungsproblem besteht aus  $T$  Zielen und  $N$  diskreten Entscheidungsvariablen  $x$ . Die Restriktionen besitzen die Form:

$$h_l = H(\underline{x}) = 0 \quad l = 1, 2, \dots, L \quad (3.2.1 - 1)$$

$$g_m = g(\underline{x}) \geq 0 \quad m = 1, 2, \dots, M \quad (3.2.1 - 2)$$

$$0 \leq b_n^l \leq x_n \leq b_n^u \leq \infty \quad n = 1, 2, \dots, N \quad (3.2.1 - 3)$$

mit

$L$  Anzahl Restriktionen  $h_l$  in Form eines Gleichungssystems

$M$  Anzahl Restriktionen  $g_m$  in Form eines Ungleichungssystems

$N$  Anzahl der Entscheidungsvariablen

$b_n^l, b_n^u, x_n$  untere/obere Grenze und Wert der Entscheidungsvariablen  $n$

Der Vektor der Entscheidungsvariablen stellt ein Set von Wertzuweisungen dar:

$$\underline{x} = (x_1, x_2, \dots, x_R) \quad (3.2.1 - 4)$$

mit

$x_R$  Wert der Entscheidungsvariablen

$R$  Anzahl der Entscheidungsvariablen

Die von administrativer oder politischer Seite vorgegebenen Ziele werden wie folgt definiert:

$$\underline{G} = (G_1, G_2, \dots, G_T) \quad (3.2.1 - 5)$$

mit

$G_T$  von administrativer oder politischer Seite vorgegebenes Ziel

$T$  Anzahl der Ziele

Außerdem können von anderen Entscheidungsträgern oder z.B. dem technischen Sachverständigen Erwartungswerte definiert werden:

$$\underline{E} = (E_1, E_2, \dots, E_T) \quad (3.2.1 - 6)$$

mit

$E_T$  durch andere Entscheidungsträger geäußerte Erwartungswerte

In Abhängigkeit von der Zielklasse können sie als Erwartungswerte  $E$  oder minimale/maximale Erwartungswerte  $E_l/E_u$  verstanden werden. Sie verkörpern die Zielvorstellungen der Entscheidungsträger und können im Verlauf des Ent-

scheidungsprozesses aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse in ihrer Größe verändert werden.

Für die Bewertung der erreichten Zielvektoren ist zunächst für jede Entscheidungsvariable der zulässige Wertebereich zu definieren:

$$Z(\underline{x}) = [Z_l, Z_u] \quad (3.2.1 - 7)$$

mit

$Z(\underline{x})$       erreichter Wert einer Entscheidungsvariablen  
 $Z_l, Z_u$       untere und obere Grenze des Wertebereiches für eine  
Entscheidungsvariable

Die Erwartungswerte  $\underline{E}$  und Zielwerte  $\underline{G}$  sind ebenfalls durch das Intervall  $[Z_l, Z_u]$  eingeschränkt. Die erreichten Werte der Entscheidungsvariablen und Erwartungswerte werden anhand folgender Funktionen normiert:

$$y = \frac{Z(\underline{x}) - Z_l}{Z_u - Z_l} \quad y \in (0,1] \quad (3.2.1 - 8)$$

$$\begin{aligned} A_t^u &= \frac{E_u - Z_l}{Z_u - Z_l} & A_t^u &\in (0,1] \\ A_t^l &= \frac{E_l - Z_l}{Z_u - Z_l} & A_t^l &\in (0,1] \\ A_t &= \frac{E - Z_l}{Z_u - Z_l} & A_t &\in (0,1] \end{aligned} \quad (3.2.1 - 9)$$

mit

$y$               normierter Wert einer Entscheidungsvariablen  
 $A_t$              transformierter Erwartungswert für die Zielklassen I, II und III [-]  
 $A_t^u, A_t^l$       transformierte untere/obere Erwartungswerte für die  
Zielklassen IV und V [-]

Die Ziele sind einer von 5 Zielklassen zuzuordnen. Für jede dieser Zielklassen wird mit Hilfe einer Transformationsfunktion ein dimensionsloser Parameter  $d_t$  berechnet, der darüber Auskunft gibt, in welchem Umfang die einzelnen Ziele mit dem betrachteten Entscheidungsvektor verwirklicht werden (Anlage 2):

$$(I) \quad y \leq A_t : \quad d_t = y / A_t \quad (3.2.1 - 10)$$

$$(II) \quad y \geq A_t : \quad d_t = A_t / y \quad (3.2.1 - 11)$$

$$(III) \quad y = A_t : \quad d_t = \frac{1}{2} \left[ \frac{A_t}{y} + \frac{y}{A_t} \right] \quad (3.2.1 - 12)$$

$$(IV) \quad A_t^l \leq y \leq A_t^u : \quad d_t = \left[ \frac{A_t^u}{(A_t^l + A_t^u)} \right] \left[ \frac{A_t^l}{y} + \frac{y}{A_t^u} \right] \quad (3.2.1 - 13)$$

$$(V) \quad y \geq A_t^u \text{ oder } y \leq A_t^l : \quad d_t = \left[ \frac{A_t^u + A_t^l}{A_t^l} \right] \frac{1}{\left[ \frac{A_t^u}{y} + \frac{y}{A_t^l} \right]} \quad (3.2.1 - 14)$$

mit

$d_t$  Parameter zur Zielbewertung für jedes Ziel  $t$  [-]

Ist  $d_t > 1$ , so konnten die eingebrachten Zielvorstellungen nicht verwirklicht werden (Anlage 2). Bei  $d_t \leq 1$  wurden die Zielwerte übertroffen oder zumindest erreicht. Nehmen die bezüglich eines Zieles  $t$  erreichten Werte der Entscheidungsvariablen  $Z(\underline{x})$  für ein Maximierungsproblem den Wert  $Z_l$  bzw. für ein Minimierungsproblem den Wert  $Z_u$  an, so wird  $d_t$  gleich 100 gesetzt. Für die Gesamtbewertung der erzeugten Alternativlösungen wird die von MONARCHI (1972) eingeführte "Surrogate Objective Function" verwendet:

$$S_z = \sum_{t=1}^T d_t \quad (3.2.1 - 15)$$



mit

$S_z$             Parameter zur Gesamtzielbewertung [-]

Für jede Bewirtschaftungsalternative kann auf diese Weise ein Wert  $S_z$  berechnet werden, der über den Grad der erreichten Zielverwirklichung Auskunft gibt. Es ist offensichtlich, daß dieser heuristische Prozeß keine Optimallösung des Entscheidungsproblems zur Verfügung stellt, sondern vielmehr Hinweise über die Effizienz einer Bewirtschaftungsalternative liefert. Der Prozeß wird abgebrochen, wenn die entwickelten Bewirtschaftungsalternativen den Zielvorstellungen der Entscheidungsträger genügen.

### **3.2.2      Zeitliche Diskretisierung des Planungshorizontes**

Für die Entwicklung einer effizienten Verbundbewirtschaftung wurde der beschriebene Algorithmus auf die Betrachtung eines zeitlich beliebigen Planungshorizontes ausgedehnt. Dieser Planungshorizont wird in  $k$  Zeitschritte mit jeweils beliebiger Dauer unterteilt.

Somit können Bewirtschaftungsstrategien für das aktuelle hydrologische Jahr mit hoher zeitlicher Auflösung übergangslos mit den überjährlichen Strategien zu einer langfristigen Systembewirtschaftung verbunden werden.

Innerhalb der kurzfristigen Bewirtschaftung stehen die Steuerung des OF-Speichers und die Erarbeitung von Anbauplänen (mögliche Größe und Lage der Anbauflächen etc.) im Vordergrund. In diesem Falle wird zumeist eine Zeitschrittdauer von 1 bis 2 Wochen gewählt, um den Wasserbedarf der verschiedenen Kulturpflanzen während der einzelnen Wachstumsperioden zu erfassen. Für die Erarbeitung von langfristigen Strategien sind die Anbaumuster auf den einzelnen Parzellen der Bewässerungsgebiete von untergeordnetem Interesse,

da der schnelle Wechsel der Kulturpflanzen innerhalb der Zeitintervalle der Langzeitstrategie nicht mehr erkennbar ist.

Die langfristige Strategie muß die Qualität des zur Verfügung stehenden Wassers sicherstellen und z.B. einer Bodenversalzung in Bewässerungsgebieten vorbeugen. Zu diesem Zweck wird nach Ablauf des aktuellen hydrologischen Jahres die Zeitschrittdauer auf zumeist ein Jahr oder länger umgestellt, um die langfristigen Auswirkungen der gewählten Strategie bei unterschiedlichen Randbedingungen (Zuflüsse, Größe der Anbaugebiete etc.) zu untersuchen.

Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf die Erarbeitung von langfristigen Bewirtschaftungsstrategien für Verbundsysteme. Auf Fragen der OF-Speichersteuerung innerhalb des aktuellen hydrologischen Jahres wird nicht eingegangen. Es wird vorausgesetzt, daß basierend auf einer gemessenen Abflußreihe und klimatologischen Eckdaten die Zuflüsse zum System prognostiziert werden können. Weichen die aktuellen Systemzuflüsse von den vorhergesagten Zuflüssen ab, muß innerhalb der kurzfristigen Bewirtschaftung ein Zeitpunkt bestimmt werden, an dem die zuvor festgelegte Strategie auf die Zuflußdefizite angepaßt wird. Der Frage des optimalen Umschaltzeitpunktes soll in dieser Arbeit nicht nachgegangen werden, da für die langfristige Bewirtschaftung das Verhalten des Systems im langjährigen Mittel bzw. das Verhalten des Systems in längeren Naß- und Trockenperioden von Interesse ist.

Die Zeitdiskretisierung des GW-Strömungsmodells und des GW-Transportmodells basiert auf der Zeitschrittzahl und den Zeitschrittlängen des OF-Verteilungsmodells.

### **3.2.3 Definition der Entscheidungsvariablen**

Als entscheidungsrelevant für die Bewirtschaftung von Verbundsystemen wurde die folgende Auswahl von Entscheidungsvariablen des Wasserverteilungssystems angesehen:

- Wasserstände in OF-Speichern,
- Durchflußmengen in einzelnen Kanalabschnitten des Bewässerungssystems,
- Durchflußmengen in OF-Gewässern,
- Systemabfluß in OF-Gewässern,
- Größe der bewässerbaren Fläche,
- Pumpkosten,
- Gewinn durch Energieproduktion in Wasserkraftwerken und
- Größe der künstlichen GW-Anreicherung.

Die mit diesen Entscheidungsvariablen verbundenen Bewirtschaftungsziele sind:

- quantitative Wasserversorgung der Bevölkerung und Industrie unter Beachtung von Qualitätsparametern,
- quantitative Deckung des Wasserbedarfs für Bewässerung der landwirtschaftlichen Flächen unter Beachtung von Qualitätsparametern,
- gezielte künstliche GW-Anreicherung für die Speicherung von Überschußwasser aus dem OF-Verteilungssystem im GW-Speicher,
- Einhaltung von OF-Speicherwasserständen zur Sicherstellung der kurzfristigen Systembewirtschaftung (gezielter Rückhalt/Abgabe von Wasser zur Bildung von Reserven bzw. zur schnellen Ableitung von Wasser durch das System),
- Minimierung der Pumpkosten,
- Maximierung der Energieerzeugung aus Wasserkraft und

- Einhaltung von minimalen und maximalen Durchflußmengen im Verteilungssystem.

Jede Entscheidungsvariable kann sich frei in dem für sie definierten und damit zulässigen Wertebereich einstellen.

Außerdem besteht die Möglichkeit, die Wahl der Entscheidungsvariablen einzunengen. Hierzu wird von den Entscheidungsvariablen ein Wert zwischen den Erwartungswerten (Zielklasse IV), oberhalb/unterhalb der Erwartungswerte (Zielklassen I, II und V) und unmittelbar auf dem Erwartungswert (Zielklasse III) verlangt. Dies ermöglicht eine Festlegung des Systemverhaltens an für die Bewirtschaftung wichtigen Systemstellen. Wird z. B. für die Überbrückung einer prognostizierten Trockenperiode angestrebt, Wasser im OF-Speicher zurückzuhalten, kann in den der Trockenperiode vorangehenden Zeitschritten der OF-Speicherwasserstand durch entsprechende Wahl der Erwartungswerte an seinem oberen Maximum fixiert werden, um entsprechende Leistungsreserven aufzubauen.

### **3.2.4 Entwicklung von Systembausteinen für das OF-Verteilungssystem**

Für die Erfassung der einzelnen Systemkomponenten innerhalb des OF-Verteilungssystems wurden verschiedene Bausteine entwickelt, die beliebig miteinander kombinierbar sind und somit auch die Erfassung von Systemveränderungen ermöglichen.

Die spezifischen Gegebenheiten von Verbundsystemen erfordern jedoch immer eine individuelle Anpassung der einzelnen Bausteine an die örtlichen Gegebenheiten. Grundsätzlich ist zwischen Systemkomponenten zur Wasserverteilung (Kanäle, Rohrleitungen, Flüsse etc.) und Knoten mit spezifischen Eigenschaften (Speicher, Wasserkraftwerke etc.) zu unterscheiden.

**(a) Knoten zur Wasserverteilung:**

Ein Knoten zur Wasserverteilung ist der einfachste Bestandteil des OF-Verteilungsnetzwerkes. Er muß der Bilanzgleichung genügen:

$$\sum_{r=1}^R Q_{zu\ r} - \sum_{s=1}^S Q_{ab\ s} = 0 \quad (3.2.4 - 1)$$

mit

$Q_{zu\ r}$  Zufluß aus der Systemkomponente r [ $L^3/T$ ]

$Q_{ab\ s}$  Abfluß in die Systemkomponente s [ $L^3/T$ ]

Die Strömungsrichtungen innerhalb des OF-Verteilungsnetzwerkes sind vorgegeben. Eine Umkehr der Strömungsrichtung ist ausgeschlossen. Ein Verteilungsknoten kann seinen Zufluß auch direkt aus anderen Knoten (z.B. einem OF-Speicher) beziehen oder andere Knoten direkt speisen (z.B. künstliche GW-Anreicherung).

**(b) Knoten zur Beschreibung von OF-Speichern:**

OF-Speicher können als Knoten mit Speicherfunktion in das Verteilungssystem eingebunden werden. Der Zufluß zu einem OF-Speicher ist entweder als stochastische Variable vorzugeben (Speicherzufluß ist gleichzeitig Zufluß zum System) oder er ergibt sich als Zufluß aus einem anderen Systemteil (OF-Speicher innerhalb des OF-Verteilungssystems). Die Beziehungen zwischen OF-Speicherwasserstand, OF-Speichervolumen und Fläche des OF-Speichers sind für jeden Zeitschritt zu spezifizieren. Damit besteht die Möglichkeit, Veränderungen des Speichervolumens bzw. der Speicherseefläche durch z.B. Schwebstoffeinlagerungen oder Baggermaßnahmen zu erfassen. Die Verdunstung im OF-Speicher und die OF-Speicherabgabe ergeben sich zu:

$$E_{i,k} = \left( \frac{A(u_{i,k}) + A(u_{i+1,k})}{2} \right) E_{0i} \quad (3.2.4 - 2)$$

$$A_{out\ i,k} = \left( \frac{V(u_{i,k}) + V(u_{i+1,k})}{de_i} \right) + A_{in\ i,k} - E_{i,k} \quad (3.2.4 - 3)$$

mit

$E_{i,k}$	Verlust durch Verdunstung im OF-Speicher [ $L^3/T$ ]
$A(u_{i,k})$	Fläche des Speichersees [ $L^2$ ]
$E_{0i}$	Verdunstung an der Oberfläche des OF-Speichers [ $L^3/T$ ]
$A_{out\ i,k}$	OF-Speicherabgabe [ $L^3/T$ ]
$A_{in\ i,k}$	OF-Speicherzufluß [ $L^3/T$ ]
$de_i$	Zeitschrittdauer [T]
$i$	Zeitschritt [-]
$k$	Alternative [-]

Der Speicherwasserstand im Zeitschritt  $i+1$  wird innerhalb der zulässigen Grenzen (physikalisch zulässige Grenzen des OF-Speicherwasserstandes bzw. zwischen oberem und unterem Erwartungswert bei verlangter Fixierung nach Kapitel 3.2.3) frei eingestellt.

**(c) Knoten zur Beschreibung von Wasserkraftwerken:**

Wasserkraftwerke zur Energiegewinnung werden ebenfalls als Knoten berücksichtigt. Es wird vorausgesetzt, daß der Abfluß gleich dem Zustrom ist. Ein Rückhalt in einer oberstrom gelegenen Stauhaltung kann nur durch Vorschaltung eines OF-Speichers abgebildet werden. Der Gewinn aus Wasserkraftnutzung berechnet sich zu:

$$EG_{i,k} = \sum_{m=1}^W \left( \rho g Q_{i,k,m} hf_{i,m} \eta_m PR_i \right) \quad (3.2.4 - 4)$$

mit

$EG_{i,k}$	Gewinn aus Energieproduktion [DM/T]
$Q_{i,k,m}$	Turbinendurchfluß [ $L^3/T$ ]
$hf_{i,m}$	Nettofallhöhe [L]
$PR_i$	Preis für 1 kWh Strom [ $DM T^3/M L^2 T$ ]
$\eta_m$	Gesamtwirkungsgrad der Wasserkraftanlage [-]
$\rho$	Dichte [ $M/L^3$ ]
$g$	Fallbeschleunigung [ $L/T^2$ ]
$W$	Anzahl der Wasserkraftwerke [-]

Die Kenndaten der Wasserkraftanlagen sind für jeden Zeitschritt vorzugeben. Es wird vorausgesetzt, daß der zur Verfügung stehende Zufluß ausnahmslos durch die Turbinen geleitet wird. Die Nettofallhöhen müssen ebenfalls vorgegeben werden. Sie werden innerhalb eines Zeitschrittes als konstant angenommen.

***(d) Knoten zur Berücksichtigung einer künstlichen GW-Anreicherung:***

Versickerungsbecken zur künstlichen Anreicherung des GW-Speichers werden durch einen Stichkanal an das Verteilungssystem angeschlossen und geben das ihnen zugeführte Wasser ausnahmslos an den GW-Speicher ab. Verluste durch Verdunstung werden nach den für den OF-Speicher geschilderten Verfahren berücksichtigt. Hierbei wird jedoch vorausgesetzt, daß die zur Verfügung stehende Fläche konstant ist.

Durch ein Kennfeld, das auf der räumlichen Diskretisierung des GW-Strömungsmodells aufsetzt, wird die entstehende GW-Neubildung gleichmäßig auf die entsprechenden Zellen des Diskretisierungsrasters verteilt.

**(e) Knoten zur Berücksichtigung des Wasserbedarfs von Haushaltungen und Industrie:**

Die Wasserversorgung von Städten (Haushaltungen und industrieller Wasserbedarf) basiert auf dem in Abb. 3.2.4-1 dargestellten Fließschema und wird im OF-Verteilungsnetz jeweils als Knoten dargestellt. Es wird vorausgesetzt, daß das Verteilungssystem Wasser entsprechender Qualität bereitstellt. Dies kann z.B. durch direkte Entnahmen aus unverschmutzten OF-Speichern oder eine vorgeschaltete Aufbereitung bewerkstelligt werden.

Es wird davon ausgegangen, daß der Wasserbedarf von Haushaltungen und Industrie in jedem Falle abzudecken ist. Daher muß das OF-Verteilungssystem, anders als in Bewässerungsgebieten, den gesamten vorgegebenen Bedarf zur Verfügung stellen. Die Rückflüsse aus Haushaltungen und die Rückführungen der Industrie berechnen sich zu:

$$RF_{ind\ i,k} = BD_{ind\ i,k} \cdot RFK_{ind\ i,k} \quad (3.2.4 - 5)$$

$$RF_{st\ i,k} = BD_{st\ i,k} \cdot RFK_{st\ i,k} \quad (3.2.4 - 6)$$

mit

$RF_{ind\ i,k}$  Rückleitungen aus Industrie [ $L^3/T$ ]

$RF_{st\ i,k}$  Rückflüsse aus Haushaltungen [ $L^3/T$ ]

$BD_{ind\ i,k}$  Wasserbedarf der Industrie [ $L^3/T$ ]

$BD_{st\ i,k}$  Wasserbedarf der Haushaltungen [ $L^3/T$ ]

$RFK_{ind\ i,k}$  Rückflußkoeffizient für Industrie [-]

$RFK_{st\ i,k}$  Rückflußkoeffizient für Haushaltungen [-]



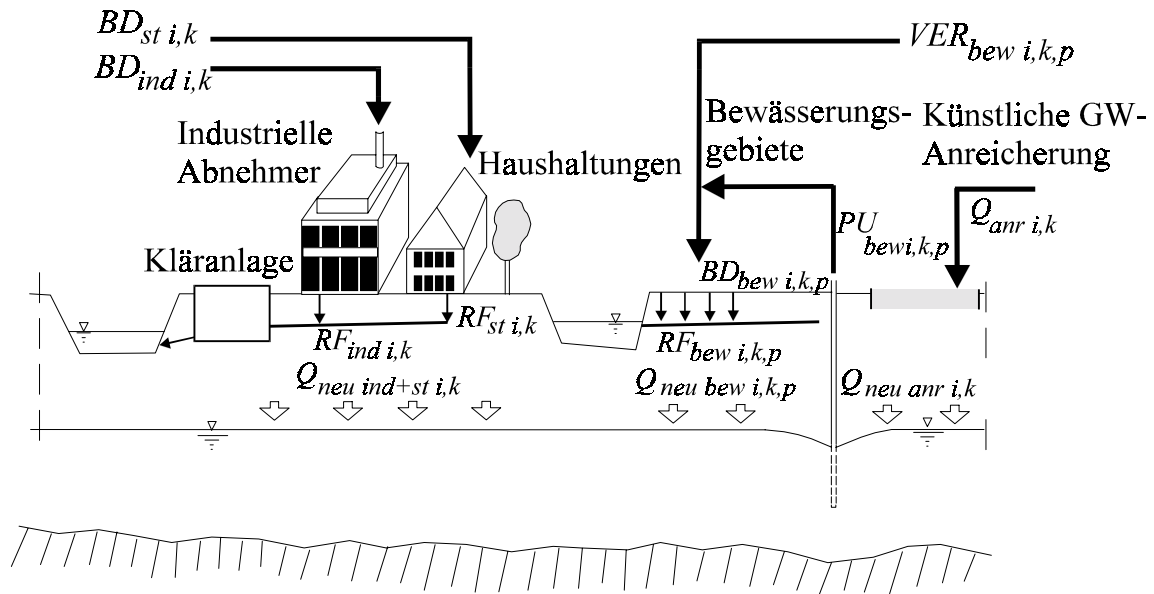


Abb. 3.2.4-1: Abdeckung des Wasserbedarfs von Haushaltungen, Industrie, Bewässerung und künstlicher GW-Anreicherung

Die Rückflüsse werden einem Knoten des OF-Verteilungssystems zugeführt und stehen für eine weitere Nutzung in z.B. unterhalb gelegenen Bewässerungsgebieten zur Verfügung. Die GW-Neubildung infolge Versickerung aus defekten Kanalisationen, Sickergruben etc. kann aus der Bilanz von Wasserbedarf und Rückführungen berechnet werden, wenn man voraussetzt, daß die für die Bewässerung von Hausgärten verbrauchte Wassermenge und andere Verluste vernachlässigbar sind:

$$Q_{neu\ ind+st\ i,k} = BD_{ind\ i,k} + BD_{st\ i,k} - RF_{ind\ i,k} - RF_{st\ i,k} \quad (3.2.4 - 7)$$

mit

$$Q_{neu\ ind+st\ i,k} \text{ GW-Neubildung aus Haushaltungen und Industrie [L}^3/\text{T]}$$

Die GW-Neubildung aus Haushaltungen und Industrie wird über ein zeitabhängiges Kennfeld, das die Ausdehnung des Stadtgebietes beschreibt, gleichmäßig auf das Diskretisierungsraster des GW-Strömungsmodells verteilt.

**(f) Knoten zur Beschreibung von Bewässerungsgebieten:**

Die komplexeste Art eines Knotens bilden Bewässerungsgebiete, für die, anders als bei Haushaltungen und Industrie, eine Vollversorgung nicht in jedem Falle sicherzustellen ist (Abb. 3.2.4-1).

Für die Deckung des Bewässerungsbedarfs wird die GW-Förderung eingesetzt, wenn das durch das OF-Verteilungssystem bereitgestellte Wasser nicht ausreicht. Die an einem Förderbrunnen zur Verfügung stehende Förderkapazität wird nur dann in Anspruch genommen, wenn die Schadstoffkonzentration in der dem Brunnen zugeordneten Zelle des GW-Strömungsmodells einen zu definierenden Grenzwert nicht überschreitet bzw. die zulässige minimale Standrohrspiegelhöhe im vorherigen Zeitschritt nicht unterschritten wurde.

Die Zuordnung eines Brunnens mittels seiner Koordinaten zu einem bestimmten Bewässerungsgebiet wird durch ein zeitabhängiges Kennfeld festgelegt, das die Ausdehnung der einzelnen Bewässerungsgebiete beschreibt und auf der räumlichen Diskretisierung des GW-Strömungsmodells aufbaut. Da die Kennfelder für die Definition von Stadtgebieten und Bewässerungsgebieten unabhängig voneinander sind, ist eine Definition von Mischgebieten möglich.

Die Bilanzgrößen des Knotens ergeben sich wie folgt:

$$RF_{bew\ i,k,p} = ( VER_{bew\ i,k,p} + PU_{bew\ i,k,p} ) RFK_{bew\ i,k,p} \quad (3.2.4 - 8)$$

$$Q_{neu\ bew\ i,k,p} = ( VER_{bew\ i,k,p} + PU_{bew\ i,k,p} ) SWK_{bew\ i,k,p} \quad (3.2.4 - 9)$$

mit

$RF_{bew\ i,k,p}$  Rückfluß aus Dränwasser im Bewässerungsgebiet  $p$  [ $L^3/T$ ]

$VER_{bew\ i,k,p}$  Versorgung des Bewässerungsgebietes durch das  
Verteilungssystem [ $L^3/T$ ]

$PU_{bew\ i,k,p}$  Versorgung des Bewässerungsgebietes durch  
GW-Förderung [ $L^3/T$ ]

$RFK_{bew\ i,k,p}$	Rückflußkoeffizient für Dränung im Bewässerungsgebiet $p$ [-]
$SWK_{bew\ i,k,p}$	Sickerwasserkoeffizient für das Bewässerungsgebiet $p$ [-]
$Q_{neu\ bew\ i,k,p}$	GW-Neubildung aus dem Bewässerungsgebiet $p$ [ $L^3/T$ ]

Die Rückflüsse aus Dränung werden einem Knoten des OF-Verteilungssystem zugeleitet und stehen zu einer wiederholten Nutzung in z.B. unterhalb gelegenen Bewässerungsgebieten zur Verfügung.

Nicht immer kann die Vollversorgung eines Bewässerungsgebietes erreicht werden. Daher werden die durch das OF-Verteilungssystem und die GW-Förderung zur Verfügung gestellten Wassermengen nach einer definierten Rangfolge auf die Zellen eines Bewässerungsgebietes verteilt. Damit ist in den versorgten Zellen eine Vollversorgung sichergestellt, was zur Minimierung von Ertragsverlusten beiträgt.

Der unterschiedliche Wasserbedarf von verschiedenen Kulturpflanzen auf den Parzellen der Bewässerungsgebiete und der Wasserbedarf während verschiedener Wachstumsperioden wird nicht berücksichtigt.

**(g) Verbindungselemente zwischen den Systemknoten:**

Die verschiedenen Systemknoten werden durch Kanäle, Rohrleitungen oder ähnliches miteinander verbunden. Verbindungselemente können durch Knoten unterteilt werden, um eine Änderung ihrer Eigenschaften zu erfassen. In jedem Verbindungsstück können Verluste auftreten. Mit Hilfe der Bilanzgleichung ergibt sich der Abfluß aus dem Verbindungselement wie folgt:

$$Q_{t,u\ i,k} = Q_{u,t\ i,k} - Q_{Verlust\ u,t\ i,k} \quad (3.2.4 - 10)$$

mit

$Q_{t,u\ i,k}$	Abfluß zum Knoten $u$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{u,t\ i,k}$	Zufluß aus dem Knoten $t$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{Verlust\ u,t\ i,k}$	Verluste zwischen Knoten $u$ und $t$ [ $L^3/T$ ]

Die Verluste zwischen dem Knoten  $t$  und  $u$  müssen als Funktion des Zuflusses bekannt sein und werden an den GW-Speicher abgegeben. Jedes Verbindungselement wird mit Hilfe eines Kennfeldes auf die Diskretisierung des GW-Strömungsmodells projiziert. Die auftretenden Verluste werden anteilig auf die betroffenen Zellen verteilt.

Ist im Zuflußbereich eines Verbindungselementes ein Einlaufregler (z.B. Verteiler mit variabler Wehrkrone oder regulierbare Schützenverschlüsse) vorhanden, so kann das Verbindungselement so gesteuert werden, daß ein Durchfluß erst ab einem bestimmten Wasserstand im Zuflußbereich möglich wird.

Die Anzahl der in einem Verteilungsnetzwerk erfaßbaren Elemente (Knoten und Verbindungselemente) ist nicht begrenzt. Jedes Element wird durch getrennte Module abgebildet, wodurch eine leichte Anpassung an veränderte Randbedingungen und spezielle örtliche Gegebenheiten möglich ist.

### **3.3 Wasserspeicherung und Grundwasserströmung im GW-Speicher**

#### **3.3.1 Theoretische Grundlagen**

Die Basis des numerischen Modells zur Simulation der Grundwasserströmung ist eine nichtlineare partielle Differentialgleichung. Diese leitet sich aus der Kontinuitätsgleichung und dem Gesetz von Darcy ab (KINZELBACH, 1986). Für einen Großteil der zu untersuchenden GW-Speicher ist eine zweidimensionale Betrachtung ausreichend, sofern die horizontalen Abmessungen des Aquifers groß gegenüber den vertikalen sind. Die Differentialgleichung der zweidimensionalen Grundwasserströmung ergibt sich wie folgt:

$$T_{xx} \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + T_{yy} \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} - q_g = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.3.1 - 1)$$

mit

$h$	Standrohrspiegelhöhe [L]
$T_{xx} T_{yy}$	Transmissivität in x- u. y-Richtung [ $L^2/T$ ]
$x, y$	Ortskoordinaten [L]
$q_g$	Quellen- und Senkenterme [ $L/T$ ]
$S$	Speicherkoefizient [-]

Die Materialeigenschaften des Grundwasserleiters und die Strömungsgeschwindigkeiten werden in diesem Fall über die Tiefe integriert. Gleichung 3.3.1-1 wird mit Hilfe eines Differenzenverfahrens gelöst. Dies kann auf zwei Arten erfolgen: entweder auf konventionellem Wege durch Ersetzen der Differentialterme durch Differenzenausdrücke mittels Taylorreihenentwicklung oder durch Aufstellen von Bilanzgleichungen an den Knoten eines regelmäßigen Rasternetzes. Werden die gemischten Ableitungen vernachlässigt, führen beide Verfahren zum gleichen Ergebnis. Betrachtet man den in Abb. 3.3.1-1 dargestellten Gitterpunkt, so gilt für die zu- und abfließenden Wassermengen:

$$Q_{1i,j} + Q_{2i,j} + Q_{3i,j} + Q_{4i,j} = S_{i,j} \frac{\Delta x_{i,j} \Delta y_{i,j}}{\Delta t} [h_{i,j}(t + \Delta t) - h_{i,j}(t)] + Q_{g i,j} \quad (3.3.1-2)$$

mit

$Q_{1 i,j} - Q_{4 i,j}$	Durchflüsse in den Querschnitten 1-4 [ $L^3/T$ ]
$Q_{g i,j}$	Quellen- und Senkenterm [ $L^3/T$ ]

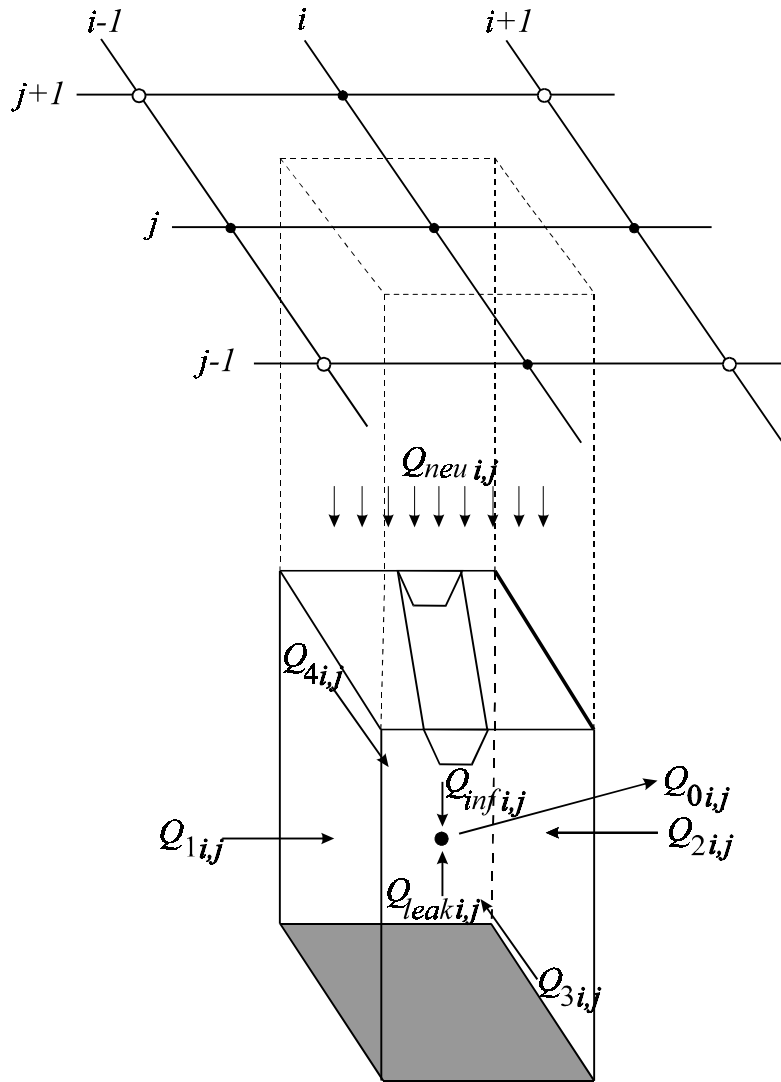


Abb. 3.3.1-1: Bilanz an einer Zelle mit Bezeichnung der Knoten

Nach dem Gesetz von Darcy ergeben sich bei einem rechteckigen Netz die horizontalen Wasserflüsse an den betrachteten Gitterpunkten zu:

$$Q_{1\ i,j} = T_{xx\ i-1/2,j} \left( h_{i-1,j} - h_{i,j} \right) \frac{\Delta y_{i,j}}{\Delta x_{i,j}} \quad (3.3.1 - 3)$$

$$Q_{2\ i,j} = T_{xx\ i+1/2,j} \left( h_{i+1,j} - h_{i,j} \right) \frac{\Delta y_{i,j}}{\Delta x_{i,j}} \quad (3.3.1 - 4)$$

$$Q_{3\ i,j} = T_{yy\ i,j-1/2} \left( h_{i,j-1} - h_{i,j} \right) \frac{\Delta x_{i,j}}{\Delta y_{i,j}} \quad (3.3.1 - 5)$$

$$Q_{4\ i,j} = T_{yy\ i,j+1/2} \left( h_{i,j+1} - h_{i,j} \right) \frac{\Delta x_{i,j}}{\Delta y_{i,j}} \quad (3.3.1 - 6)$$

Der Quellen- und Senkenterm  $Q_g$  setzt sich zusammen aus:

$$Q_g\ i,j = Q_{neu,Bewirtschaftung\ i,j} + Q_{neu,Niederschlag\ i,j} + Q_0\ i,j + Q_{inf\ i,j} + Q_{leak\ i,j} \quad (3.3.1 - 7)$$

mit

$Q_{neu\ Bewirtschaftung\ i,j}$  Grundwasserneubildung aus Bewirtschaftung (Bewässerung, Leakage aus defekter Kanalisation und künstlicher GW-Anreicherung) [ $L^3/T$ ]

$Q_{neu\ Niederschlag\ i,j}$  Grundwasserneubildung aus Niederschlag [ $L^3/T$ ]

$Q_0\ i,j$  Entnahmen durch Brunnen [ $L^3/T$ ]

$Q_{inf\ i,j}$  In-/Exfiltrationen aus/in Oberflächengewässer [ $L^3/T$ ]

$Q_{leak\ i,j}$  Leakage aus/in unterliegende Grundwasserleiter [ $L^3/T$ ]

Eine getrennte Betrachtung der GW-Neubildung aus Bewirtschaftung und Niederschlag ist erforderlich, um die Auswirkungen der Systembewirtschaftung zu erfassen.

Die Filtergeschwindigkeiten zwischen zwei Knotenpunkten ergeben sich zu:

$$v_{f\ x\ i,j} = - k_{fx\ i,j} (h_{i+1,j} - h_{i,j}) / \Delta x_{i,j} \quad (3.3.1 - 8)$$

$$v_{f\ y\ i,j} = - k_{fy\ i,j} (h_{i,j+1} - h_{i,j}) / \Delta y_{i,j} \quad (3.3.1 - 9)$$

mit

$v_{f\ x\ i,j}$  Filtergeschwindigkeit in x-Richtung [ $L/T$ ]

$v_{f\ y\ i,j}$  Filtergeschwindigkeit in y-Richtung [ $L/T$ ]

$k_{fx\ i,j}, k_{fy\ i,j}$  Durchlässigkeitsbeiwerte in x- und y-Richtung [ $L/T$ ]

Zur Beschreibung des Schadstofftransports im Grundwasser ist die Kenntnis der mittleren Fließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) des Grundwassers erforderlich. Diese wird durch Division der Geschwindigkeitskomponenten durch die effektive Porosität ermittelt:

$$v_{a\ x\ i,j} = v_{f\ x\ i,j} / n_{e\ i,j} \quad (3.3.1 - 10)$$

$$v_{a\ y\ i,j} = v_{f\ y\ i,j} / n_{e\ i,j} \quad (3.3.1 - 11)$$

mit

$v_{a\ x\ i,j}$  Abstandsgeschwindigkeit in x-Richtung [L/T]

$v_{a\ y\ i,j}$  Abstandsgeschwindigkeit in y-Richtung [L/T]

Gleichung 3.3.1-3 bis 3.3.1-6 in Gleichung 3.3.1-2 eingesetzt, ergibt ein Gleichungssystem aus n Gleichungen für n unbekannte Standrohrspiegelhöhen an den n Knoten des Systems. Dieses Gleichungssystem wird mit Hilfe des Gauss-Seidel Verfahrens (REMSON et al. 1971) oder mit Hilfe des IADI-Verfahrens (Iterative Alternating Direction Implicit Procedure) (PEACEMAN & RACHFORD, 1955; DOUGLAS & RACHFORD, 1956) iterativ gelöst. Das Ergebnis der Berechnungen bilden Standrohrspiegelhöhen.

### **3.3.2 Räumliche Diskretisierung und Kopplung mit dem OF-Verteilungssystem**

Die räumliche Diskretisierung des GW-Strömungsmodells bilden Rechteckzellen, die das Projektgebiet in dem Aquifer zugehörige Zellen und außerhalb liegende Zellen unterteilen. Die Anzahl der Zellen in x- und y-Richtung ist beliebig. Für jede Spalte (x-Richtung) und Reihe (y-Richtung) des Diskretisie-



rungsrasters kann eine individuelle Zellabmessung vorgegeben werden (Anlage 10).

Die GW-Neubildung wird aus den Komponenten Niederschlag, künstliche GW-Anreicherung, Leakage aus defekter Kanalisation und Sickerwasser aus Bewässerung gebildet. Während die erste Komponente eine stochastische Eingangsgröße darstellt, werden die drei letztgenannten durch das OF-Verteilungsmodell berechnet (Kap. 3.2.4) und mit Hilfe der verschiedenen Kennfelder und Verteilungsmechanismen (Einhaltung einer Zellrangfolge für die Versorgung der Bewässerungsgebiete etc.) auf das Diskretisierungsraster des GW-Strömungsmodells verteilt. Diese Verteilung wird jedoch nur für die Bereiche durchgeführt, in denen ein Kontakt zum GW-Speicher besteht.

Der Interaktion zwischen OF-Gewässern und GW-Speichern kommt eine besondere Bedeutung zu, da im Bereich der Bewässerungsgebiete das Kanalsystem zur GW-Neubildung beiträgt und damit das Geschwindigkeitsfeld beeinflusst. Daher wurden verschiedene Ansätze realisiert (Abb. 3.3.2-1):

$$1. \text{ Fall: } Q_{\text{inf } i,j} = \textit{konst.} \quad (3.3.2 - 1)$$

$$2. \text{ Fall: } \begin{aligned} Q_{\text{inf } i,j} &= L_{i,j} (hr_{i,j} - h_{i,j}) A_{i,j} && \text{für } h_{i,j} \geq br_{i,j} \\ Q_{\text{inf } i,j} &= L_{i,j} (hr_{i,j} - br_{i,j}) A_{i,j} && \text{für } h_{i,j} < br_{i,j} \end{aligned} \quad (3.3.2 - 2)$$

$$3. \text{ Fall: } \begin{aligned} Q_{\text{inf } i,j} &= L_{i,j} (hr_{i,j} - h_{i,j}) l_{i,j} U_{i,j} && \text{für } h_{i,j} \geq br_{i,j} \\ Q_{\text{inf } i,j} &= L_{i,j} (hr_{i,j} - br_{i,j}) l_{i,j} U_{i,j} && \text{für } h_{i,j} < br_{i,j} \end{aligned} \quad (3.3.2 - 3)$$

mit

$L_{i,j}$	Leakagefaktor [1/T]
$hr_{i,j}$	Wasserstand des OF-Gewässers [L]
$br_{i,j}$	Höhe der Flußbettsohle [L]
$h_{i,j}$	Grundwasserstand [L]

- $A_{i,j}$  durchströmte Fläche des Flußbettes [L<sup>2</sup>]  
 $l_{i,j}$  Lauflänge des Flusses [L]  
 $U_{i,j}$  mittlerer Umfang der durchströmten Gewässersohle [L]

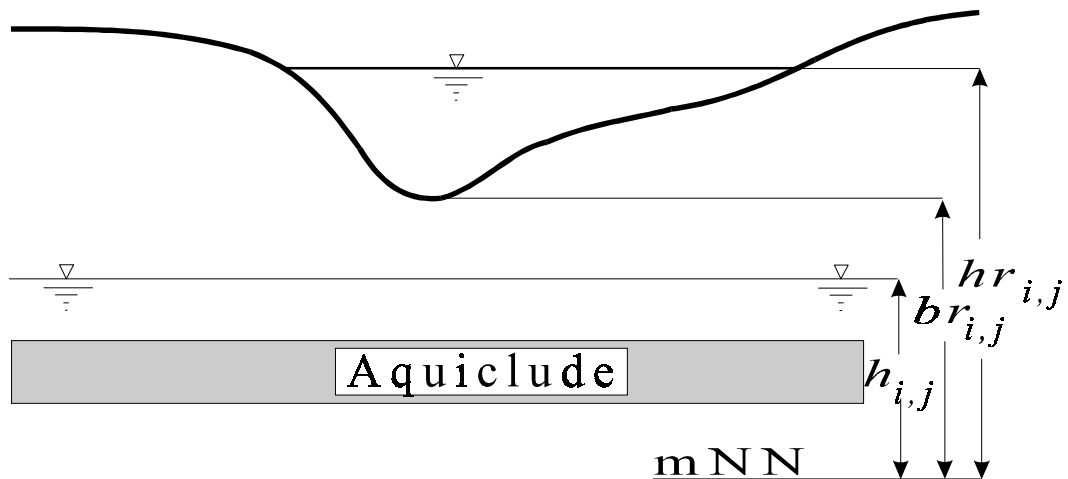


Abb. 3.3.2 - 1: Berücksichtigung von In-/Exfiltrationen aus/in OF-Gewässer

### 3.4 Schadstofftransport im GW-Speicher

#### 3.4.1 Theoretische Grundlagen

Der Schadstofftransport im Grundwasser wird durch Konvektion, Diffusion, Dispersion, Sorption, chemische Reaktionen und biologische Abbauprozesse bestimmt. Die Schadstofftransportgleichung stellt eine Massenbilanz über ein beliebiges raumfestes Volumen dar. Unter Vernachlässigung der Diffusion ergibt sich nach KINZELBACH (1987) für den zweidimensionalen Fall:

$$\frac{\partial (c n_e m)}{\partial t} + \nabla(n_e m \bar{v}_a c) - \nabla(n_e m D \nabla c) - \sigma m - q c_{in} = 0 \quad (3.4.1 - 1)$$

mit

$c$	Konzentration eines in Wasser gelösten Schadstoffs [M/L <sup>3</sup> ]
$c_{in}$	Schadstoffkonzentration in Aquiferzuflüssen [M/L <sup>3</sup> ]
$n_e$	effektive Porosität [-]
$m$	Dicke der gesättigten Strömung [L]
$t$	Zeit [T]
$\vec{v}_a$	Vektor der Abstandsgeschwindigkeit in zwei Dimensionen [L/T]
$\sigma$	volumenbezogener Schadstoffquellen bzw. -senkenterm [M/L <sup>3</sup> T]
$q$	Zugabe/Entnahme bezogen auf die horizontale Flächeneinheit [L <sup>3</sup> /T L <sup>2</sup> ]

$$D = \begin{pmatrix} D_{xx} & D_{xy} \\ D_{yx} & D_{yy} \end{pmatrix} \quad \text{Dispersionstensor in zwei Dimensionen [L}^2\text{/T]}$$

$$\nabla = \left( \frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y} \right) \quad \text{Nabla-Operator in zwei Dimensionen [1/L]}$$

Der erste Term beschreibt die Speicherung von Schadstoff im raumfesten Volumen  $V$ . Der zweite Term beinhaltet den konvektiven Transport mit dem Grundwasserfluß und der dritte beschreibt die Konzentrationsänderung durch hydrodynamische Dispersion. Der vierte Term stellt Quellen und Senken dar, die nicht mit der Zugabe oder Entnahme von Wasser verbunden sind (chemische Reaktionen und Adsorptionsvorgänge). Die Formulierung des Reaktionsterms richtet sich nach den Eigenschaften des zu untersuchenden Schadstoffes und den Milieubedingungen im Grundwasserregime. Der letzte Term beschreibt die zu- und abfließenden Schadstoffmengen durch Entnahmen bzw. Zugaben von Wasser.

Chemische Reaktionen eines Inhaltsstoffes werden als Senkenterme in die Transportgleichung eingebracht. Langsam ablaufende, irreversible chemische

und biochemische Abbauprozesse, die zu einer zeitabhängigen Verringerung der Schadstoffmasse führen, werden mit Hilfe eines Ansatzes beschrieben, der stoffspezifisch ist und nicht von der Umgebung abhängt. Er kann z.B. zur Beschreibung von Vorgängen angewendet werden, die auf Inaktivierungs- und Sterbeprozessen von Bakterien und Viren beruhen. In einer Reaktion erster Ordnung ist die Abbaurrate proportional zur Konzentration:

$$\sigma = \frac{\partial c}{\partial t} = - \lambda c \quad (3.4.1 - 2)$$

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (3.4.1 - 3)$$

mit

$\lambda$  Abbaurrate [1/T]

$T_{1/2}$  Halbwertszeit [T]

Für die Berücksichtigung von Adsorptionsprozessen ist neben der gelösten Substanz auch die adsorbierte Substanz zu berücksichtigen. Die gesamte Schadstoffmasse im raumfesten Volumen  $V$  ergibt sich zu:

$$\Delta M = c n_e + c_a (1 - n_e) \rho_M \quad (3.4.1 - 4)$$

mit

$\Delta M$  Schadstoffmasse pro Volumeneinheit [ $M/L^3$ ]

$\rho_M$  Dichte des trockenen Matrixmaterials [ $M/L^3$ ]

$c_a$  Konzentration eines auf der Matrix adsorbierten Schadstoffs [ $M/L^3$ ]

Eingesetzt in Gleichung 3.4.1-1 ergibt sich somit:

$$\frac{\partial (c n_e m + m(1 - n_e) \rho_M c_a)}{\partial t} + \nabla(n_e m \bar{v}_a c) - \nabla(n_e m D \nabla c) - \sigma m - \sigma_a m - q c_{in} = 0 \quad (3.4.1 - 5)$$

mit

$\sigma_a$  Senkenterm aufgrund des Abbaus der adsorbierten Substanz [M/L<sup>3</sup>T]

Verlaufen Adsorptionsprozesse schnell zur typischen Zeitskala der Grundwasserströmung, kann von einem lokalen Gleichgewicht zwischen adsorbierter und gelöster Konzentration ausgegangen werden. Der Zusammenhang zwischen der Konzentration der adsorbierten Phase und der gelösten Konzentration läßt sich bei konstanter Temperatur durch eine lineare Funktion (Adsorptionsisotherme) beschreiben:

$$c_a = K_d c \quad (3.4.1 - 6)$$

mit

$K_d$  Adsorptionskoeffizient [1/M]

Es wird davon ausgegangen, daß gelöste und adsorbierte Phase der gleichen Abbaukinetik unterliegen. Wie KINZELBACH (1987) weiter zeigt, hat die Gleichgewichtsadsorption den Effekt, den Konvektionsterm, den Dispersionssterm und die äußeren Quellterme um einen Faktor zu verkleinern, was einer gleichmäßigen Verzögerung der Ausbreitung gleichkommt. Dieser Verzögerungsfaktor, auch als Retardierung bezeichnet, hat unter der Voraussetzung eines nur gering variierenden Produktes aus effektiver Porosität und Mächtigkeit die Form:

$$R = 1 + \frac{(1 - n_e)}{n_e} \rho \frac{\partial c_a}{\partial c} \quad (3.4.1 - 7)$$

mit

$R$  Retardierungsfaktor [-]

### 3.4.2 Modifizierung des "Random-Walk"-Verfahrens

Für die Simulation des Schadstofftransportes wird das Random-Walk-Verfahren ("Methode der Zufallsbahnen") nach PRICKETT et al. (1981) angewendet. Aus der Position von Tracerteilchen, die in der Strömung mitbewegt werden, wird die Konzentrationsverteilung berechnet. Grundgedanke des Verfahrens ist die Tatsache, daß die Bewegung von Inhaltsstoffen im Grundwasser als regelloser statistischer Vorgang betrachtet werden kann. Die Bewegung eines Stoffteilchens im Grundwasser wird in zwei Rechenschritte zerlegt. Im ersten Schritt bewegt sich das Teilchen mit der mittleren Fließgeschwindigkeit entlang der Stromlinien (konvektiver Anteil). Im zweiten Schritt unterliegt es einer stochastischen Ortsveränderung entsprechend der longitudinalen und transversalen Dispersion (dispersiver Anteil). Mathematisch gesteuert wird der zweite Prozeß durch einen gaussverteilten Zufallszahlengenerator.

Die Vorgehensweise sei anhand des eindimensionalen Stofftransportes erläutert. Die momentane Injektion eines idealen Tracers am Ort  $x=0$  eines unendlich ausgedehnten Aquifers führt zu einer Konzentrationsverteilung, welche nach BEAR (1979) bzw. KINZELBACH (1987) durch folgende Gleichung beschrieben wird:

$$c(x,t) = \left[ \frac{\bar{c}_0}{\sqrt{4 \pi \alpha_L v_a t}} \right] \left( - \frac{(x - v_a t)^2}{4 \pi \alpha_L v_a t} \right) \quad (3.4.2 - 1)$$

$$\bar{c}_0 = \frac{\Delta M}{A n_e} \quad (3.4.2 - 2)$$

mit

- $c(x,t)$       Konzentration [M/L<sup>3</sup>]
- $\bar{c}_0$             Anfangskonzentration [M/L<sup>3</sup>]

$v_a$	Abstandsgeschwindigkeit [L/T]
$t$	Zeit [T]
$\alpha_L$	Longitudinale Dispersion [L]
$x$	der von einem Teilchen zurückgelegte Weg in x-Richtung [L]
$\Delta M$	Masse eines idealen Tracers, injiziert am Ort $x=0$ [M]
$A$	Querschnittsfläche A des eindimensionalen Aquifers [L <sup>2</sup> ]

Bei der in Gleichung 3.4.2-1 dargestellten Funktion handelt es sich um eine Normalverteilung mit dem Mittelwert  $x=v_a t$  und der Standardabweichung  $\sqrt{2 \alpha_L v_a t}$ . Aufgrund der statistischen Unabhängigkeit der einzelnen Zufallspositionen können Lösungen überlagert werden. Die gleiche Verteilung kann auch auf stochastischem Wege erzeugt werden. Hierzu wird eine Anzahl von Teilchen zum Zeitpunkt  $t=0$  am Ort  $x=0$  eingesetzt. Der zurückgelegte Weg eines Teilchens wird aus einem deterministischen Anteil und einem stochastischem Anteil zusammengesetzt.

$$x = x_d + x_s = v_a t + Z \sqrt{2 \alpha_L v_a t} \quad (3.4.2 - 3)$$

mit

$x_d$	deterministischer Anteil des zurückgelegten Weges [L]
$x_s$	stochastischer Anteil des zurückgelegten Weges [L]
$Z$	normalverteilte Zufallszahl mit dem Mittelwert "0" und der Standardabweichung "1" [-]

Die so erzeugten Wegstrecken sind normalverteilt mit dem Mittelwert ( $v_a t$ ) und der Standardabweichung  $\sqrt{2 \alpha_L v_a t}$ . Dieses Prinzip läßt sich leicht auf mehrdimensionale Vorgänge übertragen.

Wie ITO (1951) zeigte, erfüllt die raum-zeitliche Verteilung eines Teilchenensembles zwar die Fokker-Planck-Gleichung, diese ist jedoch nicht identisch

mit der Transportgleichung. Daher können die auftretenden Phänomene nicht für jeden Fall direkt übertragen werden.

Die Einführung von Gegentermen stellt die Konsistenz zwischen Transportgleichung und stochastischem Einzelschritt bei räumlich variablem Dispersionskoeffizienten wieder her (KINZELBACH, 1987; UFFINK, 1988, 1990). Damit ergeben sich für den zweidimensionalen Fall mit beliebiger Strömungsrichtung:

$$x_p(t + \Delta t) = x_p(t) + va'_x \Delta t + Z_1 \sqrt{2D_L \Delta t} \frac{va_x}{v} - Z_2 \sqrt{2D_T \Delta t} \frac{va_y}{v} \quad (3.4.2-4)$$

$$y_p(t + \Delta t) = y_p(t) + va'_y \Delta t + Z_1 \sqrt{2D_L \Delta t} \frac{va_y}{v} + Z_2 \sqrt{2D_T \Delta t} \frac{va_x}{v} \quad (3.4.2-5)$$

$$v = \sqrt{va_x^2 + va_y^2} \quad (3.4.2 - 6)$$

$$va'_x = va_x + FPG_1 = va_x + \frac{\partial D_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial D_{xy}}{\partial y} \quad (3.4.2 - 7)$$

$$va'_y = va_y + FPG_2 = va_y + \frac{\partial D_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial D_{yy}}{\partial y} \quad (3.4.2 - 8)$$

mit

$x_p(t+\Delta t)$	der von einem Teilchen zurückgelegte Weg in x- Richtung [L]
$y_p(t+\Delta t)$	der von einem Teilchen zurückgelegte Weg in y- Richtung [L]
$Z_1, Z_2$	normalverteilte Zufallsvariablen [-]

$va'_x, va'_y$	Abstandsgeschwindigkeiten in x- bzw. y-Richtung unter Berücksichtigung der Fokker-Planck'schen Gegenterme [L/T]
$FPG_1, FPG_2$	Fokker-Planck'sche Gegenterme [L/T]

$D_{xx}, D_{xy}$	Dispersivitäten in den verschiedenen Richtungen [L <sup>2</sup> /T]
$D_{yx}, D_{yy}$	( - " - )

$D_L$	Longitudinale Dispersivität [L <sup>2</sup> /T]
$D_T$	Transversale Dispersivität [L <sup>2</sup> /T]

Im allgemeinen sind die Beträge der Fokker-Planck'schen Gegenterme gering. In hinreichend homogenen Strömungsfeldern können sie vernachlässigt werden. Dies ist jedoch in der Nähe von Staupunkten nicht möglich, da in ihrer un-



mittelbaren Umgebung erhebliche Geschwindigkeitsgradienten auftreten. Die mittlere Konzentration in der Zelle wird durch Auszählen der Partikel bestimmt:

$$c_{i,j} = \frac{\sum_{k=1}^n m_k}{dx_{i,j} dy_{i,j} AM_{i,j} ne_{i,j}} \quad (3.4.2 - 9)$$

mit

$c_{i,j}$	Konzentration in der Zelle i,j [M/L <sup>3</sup> ]
$n$	Anzahl der Partikel in der Zelle i,j [-]
$m_k$	Masse des Partikels k [M]
$ne_{i,j}$	effektive Porosität in der Zelle i,j [-]
$AM_{i,j}$	Aquifermächtigkeit in der Zelle i,j [L]
$dx_{i,j}, dy_{i,j}$	Zellabmessungen in x- und y-Richtung der Zelle i,j [L]

Anders als bei PRICKET et al. (1981) ist die Partikelanzahl nicht begrenzt und wird für die verschiedenen Eintragsarten (diffuser und punktueller Eintrag) bzw. die bereits im Aquifer vorhandene Schadstoffmasse explizit vorgegeben. Die Vorgabe eines Schadstoffgewichtes je Teilchen erscheint wenig sinnvoll, da die eingetragene Schadstoffmasse von der gewählten OF-Verteilungsstrategie abhängt und infolgedessen die Gesamtzahl der Partikel nur schwer vorhergesagt werden kann. Dies kann zu unannehmbaren Antwortzeiten des GW-Transportmodells führen, da die Rechenzeit linear mit der Anzahl der im System vorhandenen Partikel ansteigt.

Das vorgestellte Konzept hält die Massen der einzelnen Partikel auf einem gleichen Niveau und verhindert gleichzeitig die bei PRICKETT et al. (1981) notwendige Neuberechnung der Partikelmassen beim Überschreiten der maximal möglichen Partikelzahl.

### **3.4.3 Schadstoffeintrag in den GW-Speicher**

Bei der Bewirtschaftung von Verbundsystemen müssen die Wege von Schadstoffen innerhalb des Gesamtsystems nachvollziehbar sein. Daher verdienen der Schadstoffaustausch zwischen OF-Verteilungssystem und GW-Speicher und die Modellierung des Schadstoffeinfangs durch Entnahmebrunnen besondere Aufmerksamkeit.

Für die Berechnung der bereits im GW-Speicher vorhandenen Schadstoffmasse ist die verschmutzte Tiefe des Aquifers durch Messungen für den maßgebenden Qualitätsparameter abzuschätzen. Die so ermittelte effektiv verschmutzte Aquifermächtigkeit bildet den Bilanzraum des GW-Transportmodells, auf den auch die später berechneten Konzentrationen als Mittelwerte zu beziehen sind.

Da Wasser als Transportmedium der gelösten Schadstoffe fungiert, ist der diffuse Schadstoffeintrag an die GW-Neubildung gebunden. In der vorliegenden Arbeit wird die zu erwartende Schadstoffmenge pro Volumeneinheit Sickerwasser in ihrer räumlichen Verteilung für jeden Zeitschritt vorgegeben. Mit Hilfe der sich infolge der gewählten OF-Verteilungsstrategie ergebenden GW-Neubildung kann der diffuse Schadstoffeintrag in das System bestimmt werden. Werden Bewässerungsflächen in einzelnen Zeitschritten nicht bewirtschaftet und verringert sich infolgedessen die GW-Neubildung, wird sich auch der Schadstoffeintrag in den GW-Speicher in den betroffenen Zellen verringern. Aus diesem Grunde ist eine Trennung der GW-Neubildung in einen Anteil aus Niederschlag und einen Anteil aus Bewirtschaftung erforderlich. Die Berücksichtigung von Stoffdepots kann in die vorgestellten Konzepte leicht integriert werden.

Neben dem diffusen Eintrag aus Bewässerungsgebieten und defekten Kanalisationssystemen im Stadtgebiet besteht die Möglichkeit, Schadstoffquellen zu erfassen, die nicht von der Systembewirtschaftung und damit der eingeschlagenen OF-Verteilungsstrategie abhängig sind. Hierzu zählt z.B. der lokal begrenzte Schadstoffeintrag aus Altlasten oder Deponiekörpern. Diese räumlich begrenzten Quellen werden als Punktquellen in Rechteck- oder Kreisform berücksichtigt. Punktquellen werden anhand ihrer Eckkoordinaten (Rechteckquellen) bzw. ihres Mittelpunktes (Kreisquelle) auf dem Diskretisierungsraster angeordnet. Ihre Größe richtet sich nach angegebener Kantenlänge bzw. Durchmesser. Da der Eintrag aus derartigen Quellen meist unabhängig von der GW-Neubildung ist, muß hier für jeden Zeitschritt die eingetragene Schadstoffmenge und die zu ihrer Diskretisierung aufzuwendende Partikelanzahl angegeben werden.

#### **3.4.4 Schadstoffaustrag aus dem GW-Speicher**

Für eine zuverlässige Modellierung des Schadstoffeinfangs durch Entnahmehäuserbrunnen muß das Strömungsfeld so stark aufgelöst werden, daß von allen Nachbarzellen eine radiale Zuströmung zur Brunnenzelle vorherrscht. Ein Schadstoffteilchen gilt dann als im Brunnen angekommen, sobald es in die Brunnenzelle eindringt. Die notwendige hohe Auflösung innerhalb der hier betrachteten regionalen Analysen ist jedoch nicht möglich. Daher wurde ein horizontaler Grenzzylinder um den Brunnen eingeführt (Abb. 3.4.4-1). Kommt ein Schadstoffteilchen auf eine Distanz an den Brunnen heran, die kleiner ist als der Grenzzylinder, so gilt das Teilchen als "eingefangen".

In mächtigen Aquiferen kann der Fall eintreten, daß die Förderung eines Brunnen das Strömungsfeld nicht über die gesamte Aquifertiefe beeinflußt bzw. die Schadstofffahne die Filtertiefe noch nicht erreicht hat. Die vertikale

Verteilung von Schadstoffen ist nach BUGNER & MULL (1988) abhängig von der mittleren Verweilzeit im Aquifer. In flachen Grundwasserleitern und bei flüssigen Stoffen, mit einer dem Wasser ähnlichen Dichte bzw. bei kleinen Konzentrationen gelöster Stoffe, beträgt der Abstand zwischen dem Ort des Eintrags und einer gleichmäßigen Vermischung über den gesamten Aquifer etwa das 10- bis 15fache der Aquifertiefe. Aus diesem Grunde wurde neben dem horizontalen Grenzradius ein vertikaler Grenzradius eingeführt.

Innerhalb von Brunnenfeldern können sich die Grenzradien benachbarter Brunnen überlagern. Daher wird angenommen, daß das zu betrachtende Schadstoffteilchen von dem Brunnen eingefangen wird, der ihm am nächsten liegt. Für diesen Brunnen wird überprüft, ob das Schadstoffteilchen innerhalb des vertikalen Einfangradius liegt:

$$z_p = ab_{i,j} + Z(h_{i,j} - ab_{i,j}) \quad (3.4.4 - 1)$$

mit

- $z_p$  vertikale Position eines Schadstoffteilchens [L]
- $ab_{i,j}$  Aquiferbasis [L]
- $h_{i,j}$  Grundwasserstand [L]
- $Z$  normalverteilte Zufallszahl mit dem Mittelwert "0" und der Standardabweichung "1" [-]

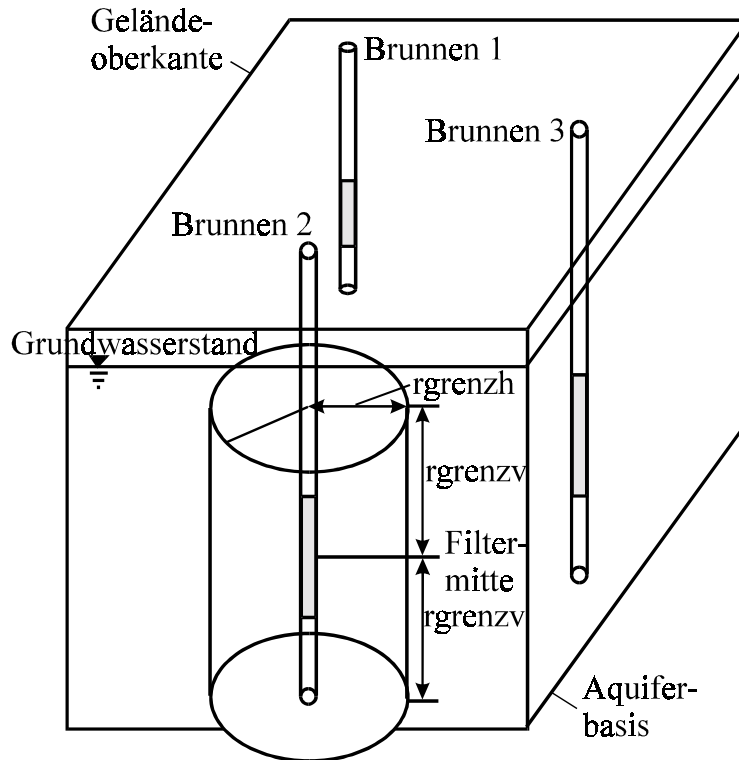


Abb. 3.4.4-1: Grenzradien für die Modellierung des Schadstoffeinfangs an Entnahmebrunnen

Die Zeitschrittlänge des GW-Transportmodells wird so gesteuert, daß der konvektive Schritt kleiner ist als der minimale horizontale Grenzradius (mit  $rgrenzh_{min} > 0$ ). Hierzu wird die durch das OF-Verteilungsmodell vorgegebene Zeitschrittdauer bei der Bewegung eines Partikels intern in mehrere kleinere Zeitschritte unterteilt. Die Größe des horizontalen Grenzradius muß sich am Abstand des Staupunktes vom Brunnen orientieren. Wird der vertikale Grenzradius zu Null gewählt, können Brunnen zwar fördern, entnehmen aber keine Partikel aus dem System. Dieser Effekt kann z.B. bei Förderung in unmittelbarer Nähe von Schadstoffquellen ausgenutzt werden, wenn man davon ausgehen kann, daß die Schadstofffahne den Filter des Brunnen noch nicht erreicht hat.

Für die Sanierung von verschmutzten Aquiferbereichen bzw. die Absenkung des Grundwasserspiegels können sogenannte Sanierungsbrunnen eingesetzt

werden. Sanierungsbrunnen verhalten sich wie Förderbrunnen zur Deckung des Bewässerungsbedarfs. Sie fördern jedoch auch dann, wenn die zulässigen Schadstoffkonzentrationen im GW-Speicher überschritten werden bzw. die zulässige minimale Standrohrspiegelhöhe unterschritten wird. Die Kosten der Sanierung (Pumpkosten) gehen in die Berechnung der Gesamtpumpkosten ein.

Für den Schadstoffaustausch zwischen GW-Speichern und OF-Gewässern wurde ein dem Schadstoffeinfang an Entnahmebrunnen ähnelndes Konzept implementiert (Abb. 3.4.4-2).

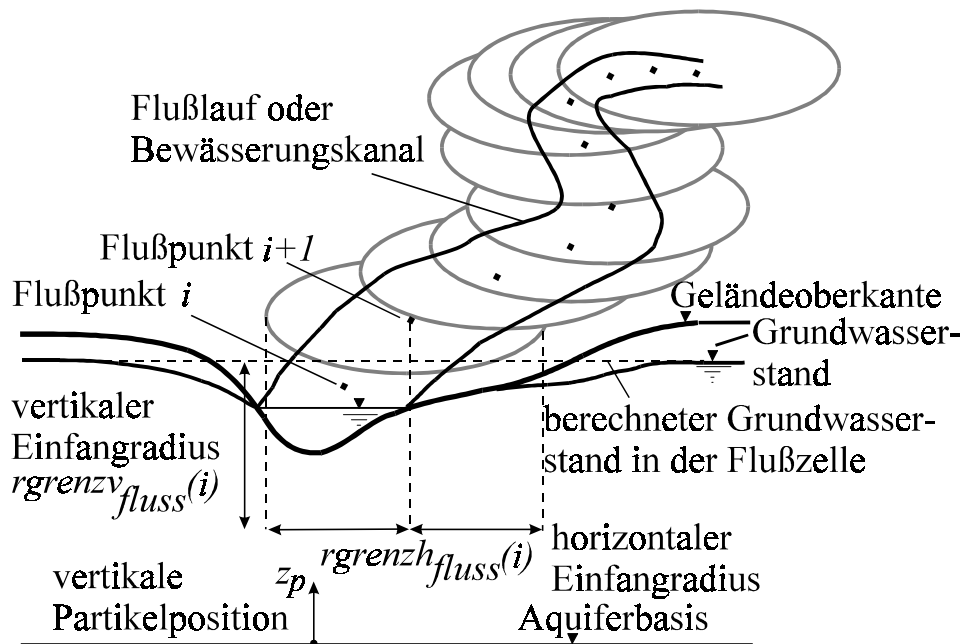


Abb. 3.4.4-2: Grenzradien für die Erfassung des Schadstoffaustrags in OF-Gewässer

Die einzelnen Flußpunkte werden wie die Entnahmebrunnen anhand ihrer Koordinaten berücksichtigt. Für jeden Flußpunkt ist jeweils ein horizontaler und vertikaler Grenzradius vorzugeben. Durch Digitalisierung können auch komplexe Kanalstrukturen berücksichtigt werden, womit man sich von den Beschränkungen der Strömungsmodellierung löst (keine Flußzellen, sondern eine

Reihe von Flußpunkten entlang des Flußlaufes). Eine Unterströmung in mächtigen Aquiferen kann auf diese Art und Weise nachvollzogen werden. Auch eine eventuell vorhandene Sohlabdichtung des OF-Gewässers kann durch Nullsetzen der Grenzradien berücksichtigt werden.

Die Dimensionen des betrachteten Problems (Anzahl der Punktquellen, Flußpunkte, Partikel etc.) sind lediglich durch den Speicherausbau der zur Verfügung stehenden Hardwareumgebung begrenzt (Anlage 1).

### 3.5 Entwicklung eines interaktiven Lösungsansatzes

Für die Kopplung der beschriebenen Teilmodelle wurde ein ereignisgesteuertes Bewirtschaftungsmodell entwickelt, das die Komponenten des Verbundsystems in verschiedenen Modulen beinhaltet. Nach bestimmten Teilschritten ist ein Abbruch der Untersuchung zur Veränderung grundlegender Systemparameter gestattet. Dieses Bewirtschaftungsmodell ist in eine grafische Benutzeroberfläche eingebettet (Abb. 3.5-1) und wird aus dieser heraus gestartet.

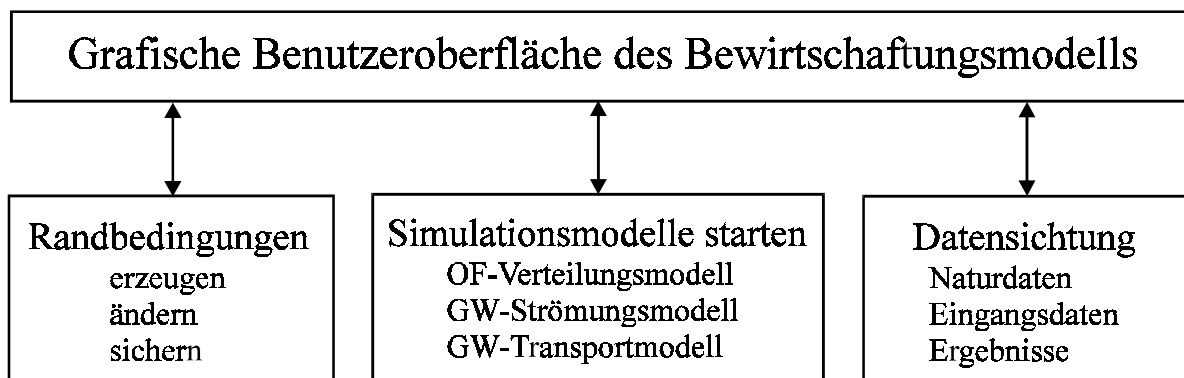


Abb. 3.5-1: Grafische Benutzeroberfläche zur Verknüpfung der Simulationsmodelle und Funktionen zur Veränderung der zugrundegelegten Datenbasis

Das Bewirtschaftungsmodell besteht aus einem Modul zur Verteilung des vorhandenen Wassers (OF-Verteilungsmodell), einem Modul zur Beschreibung der Grundwasserströmung (GW-Strömungsmodell) und einem Modul zur Beschreibung von Transportvorgängen im Grundwasser (GW-Transportmodell). Diese Teilmodelle berechnen unter Einhaltung der Restriktionen mögliche Werteverteilungen der Entscheidungsvariablen, die für jede Bewirtschaftungsalternative eine zumindest "akzeptierbare" Lösung ergeben. Die verschiedenen Alternativen können anhand des normierten Parameters  $d_t$  in ihrer Zielerreichung bewertet und verglichen werden.

Die Anzahl der möglichen Alternativen wird aus den bereits genannten Gründen auf fünf Bewirtschaftungsalternativen begrenzt. Die Zeitdiskretisierung des GW-Strömungs- und GW-Transportmodells wird aus dem Verteilungsmodell übernommen (k Zeitschritte mit jeweils beliebiger Dauer).

Alle Eingangsdaten und Ergebnisse des Bewirtschaftungsmodells werden erst dann in das Set von möglichen Bewirtschaftungsalternativen aufgenommen, wenn nach Prüfung aller Randbedingungen und Vorgaben eine Verbesserung des Lösungssets gegeben ist. Dies erfordert eine interaktive Modellstruktur, deren Aufbau in Abb. 3.5-2 dargestellt ist.

Dieser Ansatz basiert auf der Anwendung des hardwareunabhängigen X-Toolkits (NYE & O'REILLY, 1993; NYE, 1993 a,b) und der auf diesem aufsetzenden Motif-Funktionalität (HELLER & FERGUSON, 1993; FERGUSON, 1993). Als Einführung in die ereignisgesteuerte Programmierung unter X11 und Motif sei an dieser Stelle auf BRAIN (1992) verwiesen. Widgets sind in diesem Zusammenhang grafische Objekte (Pull-down-Menüs, Push-Buttons etc.), aus denen sich die grafische Benutzeroberfläche zusammensetzt (Abb. 3.5-1). Callbacks sind die diesen grafischen Objekten zugeordneten Aktionen in Form auszuführender Funktionen.



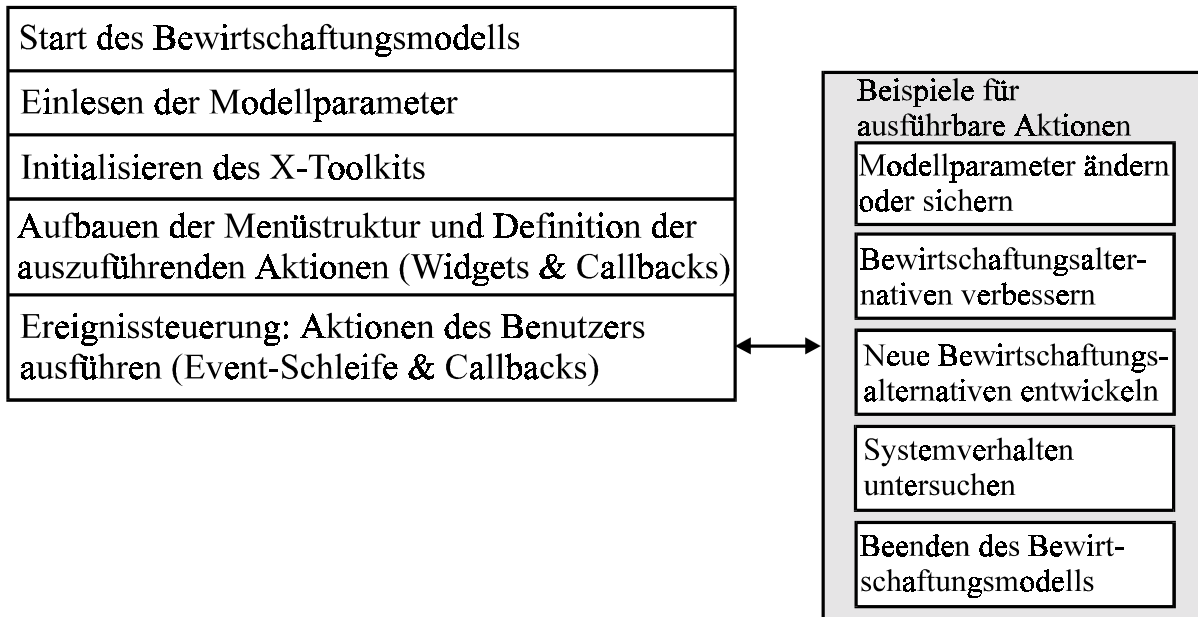


Abb. 3.5-2: Interaktive Modellstruktur durch Verwendung des X-Toolkits

Den Mittelpunkt bildet die sogenannte Event-Schleife, die ständig auf die Aktionen des Benutzers reagiert und welche die für jedes Ereignis (Event) zuvor definierten Funktionen (Callbacks) ausführt. Diese Event-Schleife wird erst verlassen, wenn der Benutzer das Bewirtschaftungsmodell beendet. Auf diese Art und Weise ist eine interaktive Erarbeitung verschiedener Bewirtschaftungsstrategien sichergestellt. Der Benutzer kann zwischen der Veränderung von Randbedingungen und Systemparameter, dem Test einer Alternative und dem Sichern eines verbesserten Sets von Bewirtschaftungsalternativen wechseln. Die in Kapitel 3.1 beschriebene Lösung von Konfliktsituationen ist somit möglich.

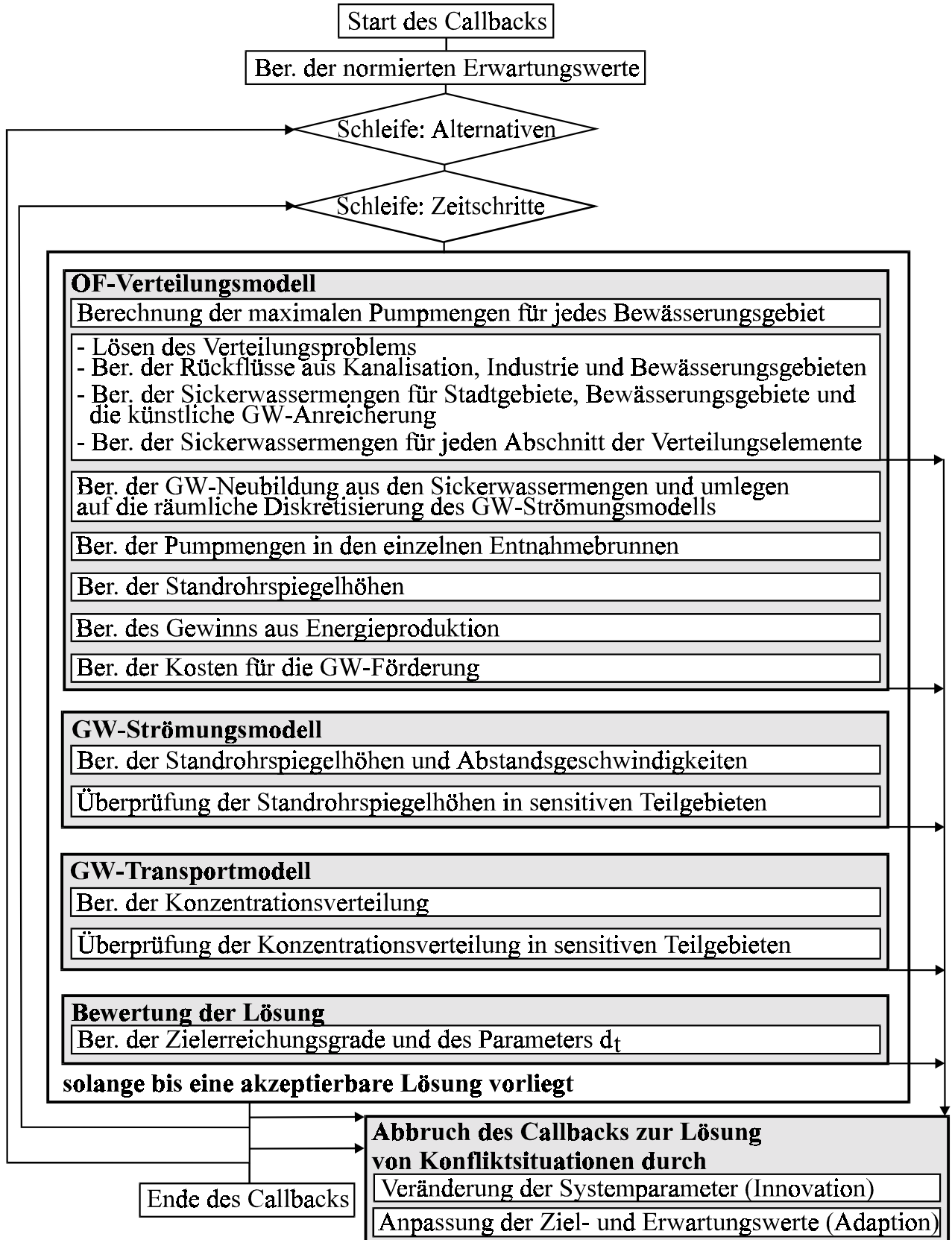


Abb. 3.5-3: Algorithmus zur Erarbeitung neuer Bewirtschaftungsalternativen bzw. zur Verbesserung bereits bestehender Alternativen

Für die Erarbeitung neuer Bewirtschaftungsalternativen bzw. die Verbesserung bereits bestehender Alternativen wurde der in Abb. 3.5-3 dargestellte Algorithmus als Teil des interaktiven Lösungsansatzes entwickelt.

Alle notwendigen Modellparameter werden bereits beim Start des Bewirtschaftungsmodells eingelesen (Abb. 3.5-2) und fortan nur dann gespeichert, wenn mit ihnen eine Verbesserung der Bewirtschaftung erzielt werden kann. Nachdem zunächst die normierten Erwartungswerte berechnet werden (Gleichung 3.2-8) kann für jede Bewirtschaftungsalternative und jeden Zeitschritt eine "akzeptierbare" Lösung erarbeitet werden, wobei spätere Zeitschritte auf den zuvor erzielten Lösungen aufbauen.

Im Anfangsstadium einer Untersuchung wird vorausgesetzt, daß zunächst alle Bewirtschaftungsalternativen geschlossen (für alle Zeitschritte) zu entwickeln sind. Liegen alle Alternativen vor, kann zu beliebigen Zeitschritten innerhalb einer bestimmten Alternative gesprungen werden, um durch Veränderung der Systemparameter (Innovation durch z.B. Mindestdurchflüsse neu definieren, einzuhaltende Grundwasserstände anders setzen, Systemstruktur verändern etc.) eine Verbesserung der entsprechenden Alternative zu erreichen.

Innerhalb des OF-Verteilungsmodells werden in einem ersten Schritt die zur Verfügung stehenden Pumpkapazitäten (Gleichung 3.2.3-8 und 3.2.3-9) in den einzelnen Bewässerungsgebieten bestimmt:

$$PU_{bew\ i,k,p} = \sum_{b=1}^B q_b \max(x_b, y_b) \quad , \text{ wobei } x_b, y_b \in \Omega_p \quad (3.5 - 1)$$

mit

$PU_{bew\ i,k,p}$  Pumpkapazität im Bewässerungsgebiet  $p$  [ $L^3/T$ ]

$q_b(x,y)$  mögliche Entnahme des Entnahmebrunnens  $b$  [ $L^3/T$ ]

$x_b, y_b$	Koordinaten des Entnahmebrunnens $b$ [L]
$\Omega_p$	Modellgebiet des Bewässerungsgebietes $p$

Der Wasserbedarf eines Bewässerungsgebietes (Abb. 3.2.3-1) wird wie folgt berechnet:

$$BD_{bew\ i,k,p} = BEWBD_{bew\ i,k,p} \cdot A_{bew\ i,k,p} \quad (3.5 - 2)$$

mit

$BD_{bew\ i,k,p}$	Wasserverbrauch im Bewässerungsgebiet $p$ [ $L^3/T$ ]
$BEWBD_{bew\ i,k,p}$	Wasserbedarf im Bewässerungsgebiet $p$ [ $L^3/TL^2$ ]
$A_{bew\ i,k,p}$	Fläche des Bewässerungsgebietes $p$ [ $L^2$ ]

Der Bewässerungsbedarf wird für das gesamte Bewässerungsgebiet als konstant angesetzt. Die Lösung des Verteilungsproblems beinhaltet die folgenden Einzelschritte:

- Bestimmung der OF-Speicherabgaben und OF-Speicherwasserstände,
- Bestimmung der für die künstliche GW-Anreicherung vorgesehenen Wassermenge,
- Bestimmung der Wasserstände im Verteilungsnetz,
- Bestimmung der Versickerungsverluste in den einzelnen Verteilungselementen und
- Bestimmung der Durchflüsse innerhalb des Verteilungsnetzes.

Im Anschluß werden die Rückflüsse aus Haushaltungen, Industrie und Bewässerungsgebieten nach Gleichung 3.2.3-5, 3.2.3-6 und 3.2.3-8 bestimmt. Mit Hilfe der Bilanzgleichungen ergeben sich die Sickerwassermengen in den Stadtgebieten (Summe aus Haushaltungen und Industrie nach Gleichung 3.2.3-7), in

den Bewässerungsgebieten (Gleichung 3.2.3-9) und in den Anreicherungsbecken der künstlichen GW-Anreicherung.

Die Sickerwassermengen werden unter Zuhilfenahme von Kennfeldern auf die Diskretisierung des GW-Strömungsmodells verteilt und ergeben durch Überlagerung die GW-Neubildung in jeder Zelle des Diskretisierungsrasters.

Die möglichen Pumpkapazitäten werden nicht immer voll ausgeschöpft. Ist dies dennoch der Fall, so werden die real zu fördernden Mengen auf die verschiedenen Förderbrunnen eines Bewässerungsgebietes im Verhältnis ihrer Leistungsfähigkeit aufgeteilt. Damit steht die gleichmäßige Versorgung des Gebietes im Vordergrund. Eine Minimierung der Pumpkosten durch gezielte Zuweisung an Entnahmebrunnen mit geringen Förderhöhen wird nicht vorgenommen.

Im letzten Schritt des OF-Verteilungsmodells werden die Kosten für GW-Förderung und der zu erwartende Gewinn aus Energieproduktion der Wasserkraftwerke berechnet. Die Pumpmengen an jedem Entnahmebrunnen und die GW-Neubildung sind jetzt als Eingangsdaten des GW-Strömungsmodells bekannt.

Die Ausführung des OF-Verteilungsmodells ist nicht zwingend. So können z.B. für ein hydrologisches Jahr (typische Naß- bzw. Trockenjahre) mit Hilfe einer hohen zeitlichen Auflösung charakteristische Bewirtschaftungsmuster erarbeitet werden. Die Mittelung führt sodann zu spezifischen Eingangsparametern (GW-Neubildung, GW-Fördermengen, Wasserstände im OF-Verteilungssystem etc.) für das GW-Strömungsmodell. Die Strömungssituation im Grundwasser und die dort ablaufenden Transportprozesse können auf dieser Grundlage für beliebige Abfolgen von Naß- und Trockenjahren untersucht werden.

Für den Fall, daß das OF-Verteilungsmodell aus den oben genannten Gründen nicht eingesetzt wurde, berechnet das GW-Strömungsmodell zunächst die Standrohrspiegelhöhen und Abstandsgeschwindigkeiten (Gleichung 3.3.1-1, 3.3.1-10 und 3.3.1-11). Die Standrohrspiegelhöhen werden in sensitiven Teilgebieten auf die Einhaltung von minimalen und maximalen Werten hin überprüft. Durch die Definition maximal zulässiger Standrohrspiegelhöhen kann einer Bodenversalzung durch kapillaren Aufstieg wirksam vorgebeugt werden. Außerdem kann durch die Einhaltung minimaler Standrohrspiegelhöhen eine Überbeanspruchung des GW-Speichers vermieden und gleichzeitig die Pumpkosten begrenzt werden.

Mit Hilfe des GW-Transportmodells wird in einem letzten Schritt die Konzentrationsverteilung von Schadstoffen im GW-Speicher infolge der gewählten Bewirtschaftung berechnet und auf die Einhaltung von Grenzwerten hin untersucht.

Abschließend wird die erreichte Lösung anhand der Zielerreichungsgrade und dem dimensionslosen Parameter  $d_t$  (siehe Kapitel 3.2) bewertet.

Der Algorithmus kann an mehreren Stellen verlassen werden (Abb. 3.5-3), um die Parameter des Verbundsystems zu verändern und damit das Systemverhalten zu beeinflussen (Innovation) oder die Ziel- und Erwartungswerte dem Systemverhalten anzupassen (Adaption).

Außerdem besteht nach Abarbeitung eines Zeitschrittes die Möglichkeit, die erreichten Ergebnisse einer Sichtung zu unterziehen, um aufbauend auf diesem Lernprozeß die Systemparameter des folgenden Zeitschrittes anders zu gestalten.

Die entwickelte Methodik bietet die Möglichkeit, für die Bewirtschaftung von Verbundsystemen verschiedene Bewirtschaftungsalternativen in ihren Auswirkungen zu untersuchen. Anhand eines Bewertungsschemas können die Alternativen verglichen und durch Änderung der Systemparameter und Randbedingungen in ihrer Zielerreichung verbessert werden.

## 4 Anwendungsbeispiel

### 4.1 Untersuchungsgebiet

#### 4.1.1 Geographische Lage und grundlegende Daten

Als Anwendungsbeispiel wurde das Verbundsystem von San Juan/Argentinien gewählt.



Abb. 4.1.1-1: Geographische Lage des Projektgebietes

Das Projektgebiet befindet sich am Unterlauf des Rio San Juan und hat eine Größe von ca. 1200 km<sup>2</sup>. Zur Abflußregelung ist ein OF-Speicher vorhanden (Abb. 4.1.1-2), durch den eine ausreichende Wasserversorgung der Bevöl



kerung sowie der Industrie auch in Trockenperioden sichergestellt ist, wenn gleichzeitig der GW-Speicher in die Wasserversorgung einbezogen wird. Fast der gesamte zur Verfügung stehende Abfluß entsteht durch Schmelzen von Schnee und Gletschereis in den Anden.

Die wichtigsten Charakteristika des wasserwirtschaftlichen Systems sind in Tab. 4.1.1-1 zusammengefaßt.

Tab. 4.1.1-1: Charakteristika des untersuchten Verbundsystems (mittlere Jahreswerte)

Klima:	Potentielle Evapotranspiration	1.230 mm/a
	Temperatur	17,8 °C
Wasserbedarf:	Bewässerung	1.060 hm <sup>3</sup> /a
	Bevölkerung	60 hm <sup>3</sup> /a
	Industrie	12 hm <sup>3</sup> /a
Wasserdargebot:	Zufluß zum Speicher	2.020 hm <sup>3</sup> /a
Kapazitäten:	Kapazität des OF-Speichers (gesamt)	360 hm <sup>3</sup>
	Kapazität des OF-Speichers (bewirtschaftbar)	285 hm <sup>3</sup>
	Grundwasserförderung	600 hm <sup>3</sup> /a
	Künstliche Grundwasseranreicherung	170 hm <sup>3</sup> /a
Maximale Bewässerungsfläche mit Wasserrechten:		67000 ha

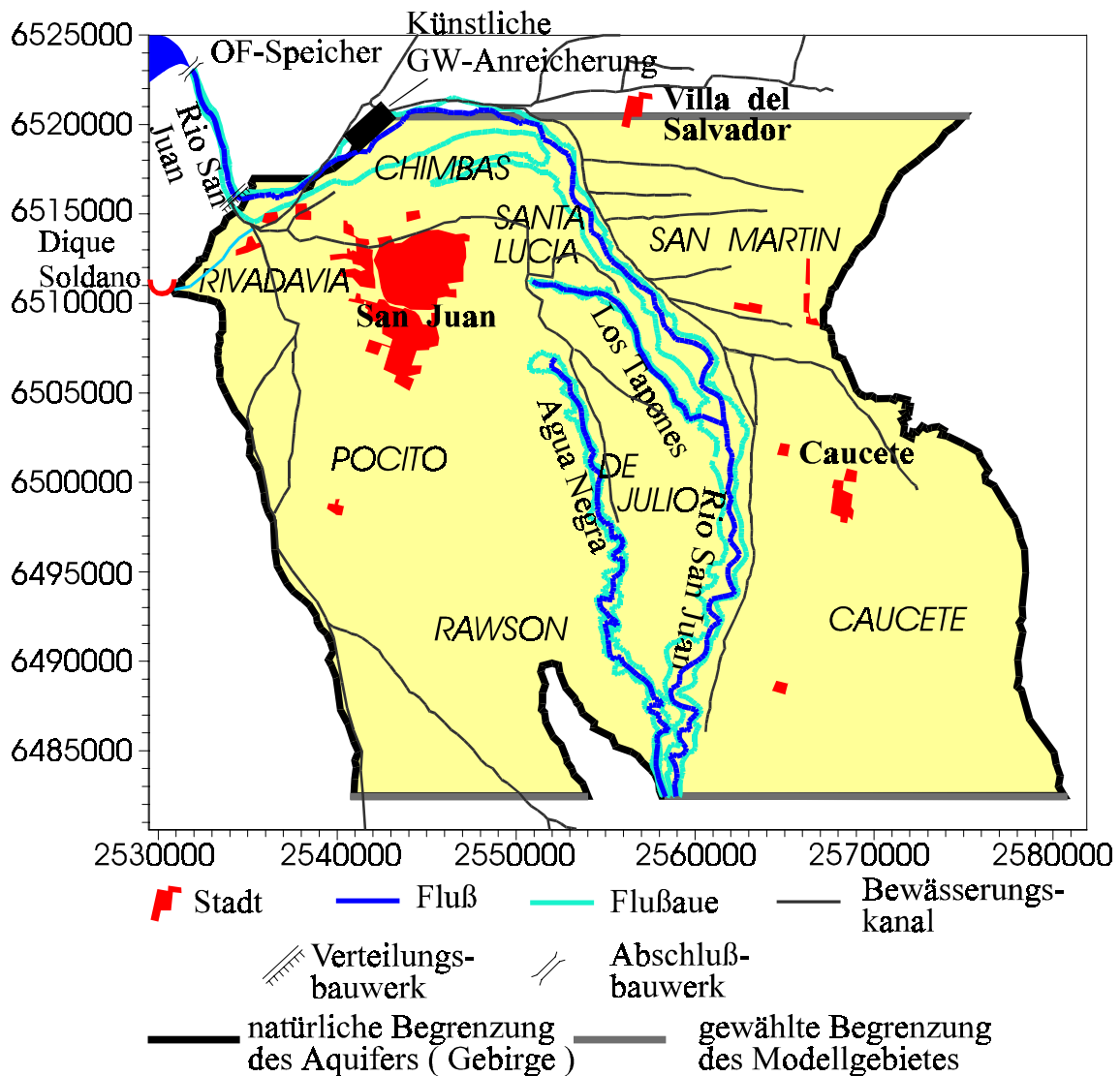


Abb. 4.1.1-2: Projektgebiet San Juan

#### 4.1.2 Bewässerungsgebiete

Innerhalb des Projektgebietes werden Wasserrechte für eine Bewässerungsfläche von ca. 67000 ha vergeben (Anlage 4). Diese Fläche wird für den Anbau von Weintrauben, Obst, Zitrusfrüchten, Gemüse und Futterpflanzen ständig genutzt. Die Bewässerungsflächen werden durch drei Primärkanäle und ein komplexes Verteilungssystem von Sekundär- und Tertiärkanälen versorgt (Abb. 4.1.2-2).

Der Wasserbedarf aus dem OF-Verteilungssystem für die Flächen in den Bewässerungsgebieten 1, 2 und 3 wurde anhand der gemessenen monatlichen Wasserabgaben aus dem OF-Speicher für Bewässerung (Tab. 4.1.2-1), der bekannten Verteilung des Bewässerungswassers auf die Primärkanäle (Tab. 4.1.2-2), der Zuordnung der drei Primärkanäle zu den Bewässerungsgebieten und der bekannten Bewässerungsfläche (Anlage 4) in den einzelnen Gebieten errechnet (Tab. 4.1.2-3).

Tab. 4.1.2-1: Mittlere monatliche OF-Speicherabgaben für Bewässerung  
(CRAS, 1986a)

Juli	6 hm <sup>3</sup>	Januar	210 hm <sup>3</sup>
August	60 hm <sup>3</sup>	Februar	144 hm <sup>3</sup>
September	83 hm <sup>3</sup>	März	57 hm <sup>3</sup>
Oktober	110 hm <sup>3</sup>	April	23 hm <sup>3</sup>
November	151 hm <sup>3</sup>	Mai	17 hm <sup>3</sup>
Dezember	201 hm <sup>3</sup>	Juni	2 hm <sup>3</sup>

Tab. 4.1.2-2: Aufteilung der OF-Speicherabgabe auf die Primärkanäle  
(VICTORIA, 1992)

1.	Canal Ing. Céspedes (Bewässerungsgebiet 1) (verteilt auf die Bewässerungsflächen südlich der Linie Rivadavia - Agua Negra)	45%
2.	Canal Playas/Canal Desamparados (Bewässerungsgebiet 2) (verteilt auf die Bewässerungsflächen zwischen dem Rio San Juan einerseits und einer Linie Rivadavia - San Juan - Agua Negra andererseits)	15%
3.	Canal Ing. G. M. Quiroga (Bewässerungsgebiet 3) (verteilt auf die Bewässerungsflächen nördlich und östlich des Rio San Juan)	40%

Tab. 4.1.2-3: Mittlerer monatlicher Bewässerungsbedarf in den  
Bewässerungsgebieten

Monat	Gesamt- bedarf [hm <sup>3</sup> ]	Bewässerungs- gebiet 1 [l/s*ha]	Bewässerungs- gebiet 2 [l/s*ha]	Bewässerungs- gebiet 3 [l/s*ha]
Juli	6	0,05	0,03	0,03
Aug.	60	0,47	0,35	0,26
Sept.	83	0,65	0,48	0,37
Okt.	110	0,87	0,63	0,49
Nov.	151	1,19	0,87	0,67
Dez.	201	1,59	1,16	0,89
Jan.	210	1,66	1,22	0,93
Febr.	144	1,14	0,83	0,63
März	57	0,45	0,33	0,25
Apr.	23	0,19	0,13	0,10
Mai	17	0,13	0,10	0,07
Juni	2	0,02	0,01	0,01

Je nach Wetterlage, Wachstumsstadium und angebaute Frucht kann dieser Bedarf um bis zu 20% schwanken (CRAS, 1977, 1978, 1982). Für die weitere Untersuchung wurde vereinfachend von den in Tab. 4.1.2-3 berechneten Bedarfswerten ausgegangen. Diese wurden für die Abschätzung von Betriebsrisiken in den oben genannten Grenzen variiert, um eine ausreichende Wasserversorgung der ausgewählten Teilgebiete (Kap. 3.2.4) sicherzustellen.

### 4.1.3 GW-Förderung und künstliche GW-Anreicherung

Die Kapazität der GW-Förderung beträgt ca. 600 hm<sup>3</sup>/a. Sie teilt sich auf ca. 5000 private Kleinstbrunnen und ca. 120 öffentliche Entnahmebrunnen (Anlage 4) mit Förderleistungen von bis zu 400 m<sup>3</sup>/h auf. Die Fördermenge der privaten Entnahmebrunnen und ihre räumliche Verteilung wurden in dieser Untersuchung vernachlässigt, da genaue Lage und geförderte Menge nicht bekannt waren und nach CRAS (1992) die geförderte Menge gegenüber jener der öffentlichen Entnahmebrunnen vernachlässigbar ist. Das nutzbare Grundwasserdargebot beträgt ca. 6000 hm<sup>3</sup>.

Nördlich der Stadt San Juan wurden Versickerungsflächen in unmittelbarer Nähe des Rio San Juan zur künstlichen GW-Anreicherung mit einer Kapazität von ca. 170 hm<sup>3</sup>/a ( Abb. 4.1.1-2) angelegt. Nach VICTORIA (1992) kann für die gegenwärtige Strategie eines maximalen Wasserrückhalts im System in Verbindung mit einer möglichst hohen künstlichen GW-Anreicherung mit den Versickerungsmengen der Tab. 4.1.3-1 gerechnet werden.

Tab. 4.1.3-1: Künstliche GW-Anreicherung als Mittel der Jahre 1985, 1986 und 1987 nach VICTORIA (1992)

Juli	29 hm <sup>3</sup>	Januar	47 hm <sup>3</sup>
August	30 hm <sup>3</sup>	Februar	36 hm <sup>3</sup>
September	19 hm <sup>3</sup>	März	31 hm <sup>3</sup>
Oktober	6 hm <sup>3</sup>	April	28 hm <sup>3</sup>
November	17 hm <sup>3</sup>	Mai	30 hm <sup>3</sup>
Dezember	52 hm <sup>3</sup>	Juni	13 hm <sup>3</sup>

#### 4.1.4 Wasserkraftnutzung

Wasserkraftenergie kann in einem Speicherkraftwerk am OF-Speicher und fünf kleineren Laufwasserkraftwerken in den Primärkanälen gewonnen werden. Die gesamte installierte Leistung beträgt ca. 54 MW (Tab. 4.1.4-1).

Tab. 4.1.4-1: Kenngrößen der verschiedenen Wasserkraftwerke als langfristiges Jahresmittel nach VICTORIA (1992)

Wasserkraftwerk	Nettofallhöhe [m]	Turbinendurchfluß [m <sup>3</sup> /s]	Leistung [MW]
Provincial	50	80	35
Central Graffigna	4	25	1
Albardón	34	40	11
Canal Norte	10	30	3
Pocito I	15	15	2
Pocito II	13	12	2

Außer dem Kraftwerk Provincial (direkt am OF-Speicher) verfügt kein Kraftwerk über eine Stauhaltung. Es wurde daher davon ausgegangen, daß für diese Kraftwerke die Nettofallhöhen konstant sind. Für das Kraftwerk Provincial wurde die Nettofallhöhe aus dem OF-Speicherwasserstand (bei Höchstwasserstand 50 m Nettofallhöhe) berechnet.

#### 4.1.5 OF-Speicherzufluß und andere externe OF-Systemzuflüsse

Die Grundlage für die Berechnung des Speicherzuflusses bildeten die Abflußreihen des Zeitraumes 1909 bis 1983 (Anlage 3). Auf eine eingehende statistische Untersuchung dieser Verteilung wurde hier verzichtet, da neben der zu

untersuchenden aktuellen Bewirtschaftungsstrategie (aufbauend auf den langfristigen Mittelwerten) lediglich Extremsituationen untersucht werden sollten, für welche die Zuflußverteilung nur Anhaltspunkte liefern mußte.

Neben dem OF-Speicher existiert eine Quelfassung (Dique Soldano), die abhängig vom Wasserstand des oberhalb gelegenen Ullum-Zonda Aquifers Wasser über einen Verbindungskanal in das OF-Verteilungssystem abgibt (Abb. 4.1.2-2 und Tab. 4.1.5-1).

Tab. 4.1.5-1: Wasserabgabe der Quelfassung Dique Soldano als Mittel der Jahre 1985, 1986 und 1987 nach VICTORIA (1992)

Juli	12 hm <sup>3</sup>	Januar	13 hm <sup>3</sup>
August	12 hm <sup>3</sup>	Februar	14 hm <sup>3</sup>
September	14 hm <sup>3</sup>	März	13 hm <sup>3</sup>
Oktober	12 hm <sup>3</sup>	April	11 hm <sup>3</sup>
November	10 hm <sup>3</sup>	Mai	11 hm <sup>3</sup>
Dezember	11 hm <sup>3</sup>	Juni	11 hm <sup>3</sup>

Diese Abgaben wurden als charakteristisch in allen weiteren Untersuchungen angenommen. Die Interaktion zwischen OF-Speicher, welcher durch seinen Wasserstand die Standrohrspiegelverteilung im Ullum-Zonda Aquifer und damit auch die Quellabgabe beeinflusst, blieb hier unberücksichtigt.

#### **4.1.6 Geologie**

Die Geländehöhen des Untersuchungsgebietes fallen von ca. 720 m ü.M. im Westen (Dique Soldano) auf ca. 564 m ü.M. im Südosten ab (Anlage 8). Der Tulum-Aquifer besteht im wesentlichen aus gut durchlässigen quartären Sanden und Kiesen (Anlage 7), die in weiten Bereichen von einer mächtigen Schicht aus Geschiebelehm abgedeckt werden. Die Mächtigkeit des Aquifers liegt zwischen 100 m in den Randbereichen und ca. 600 m im zentralen Bereich (Anlage 9). Der Grundwasserleiter wurde hier als zweidimensionales, gespanntes System betrachtet. Die Quartärbasis als untere Begrenzung des GW-Speichers wird durch undurchlässige Felsformationen gebildet.

Das Untersuchungsgebiet mußte im südlichen und nördlichen Bereich infolge fehlender Datenbasis begrenzt werden (Abb. 4.1.2-2). Dies schränkte die Betrachtung des Verbundsystems jedoch nur unerheblich ein, da das Hochtal im Norden ausläuft und sich im Süden ein Salzsee anschließt, in welchen der Rio San Juan mündet. Die seitlichen Begrenzungen im Osten und Westen bilden die das Hochtal einschließenden Höhenzüge.

#### **4.1.7 Unterirdische Zu- und Abflüsse**

Durch Klüfte in den angrenzenden Felsformationen bzw. im Bereich von Schwemmkegeln (Rio San Juan am Abschlußdamm des OF-Speichers und Dique Soldano) kann es lokal zu einem unterirdischen Zustrom in das Projektgebiet kommen (Anlage 4). Dieser Zustrom wurde linear auf die in Anlage 4 dargestellten Bereiche verteilt und als konstant angenommen (VICTORIA, 1992).



## 4.2 Ziele der Systembewirtschaftung und Betriebsrestriktionen

Für das Anwendungsbeispiel wurden die folgenden Bewirtschaftungsziele berücksichtigt:

- Kosten für die GW-Förderung waren zu minimieren (Zieltyp I)
- Gewinne aus Energieproduktion waren zu maximieren (Zieltyp II)
- Wasserabgabe aus dem System zur Versalzungskontrolle war zu maximieren (Zieltyp II)
- bewässerbare Flächen sollten in einem definierten Bereich liegen (Zieltyp IV)
- Speicherwasserstände sollten in einem definierten Bereich liegen (Zieltyp IV)
- künstliche GW-Anreicherung sollte in einem definierten Bereich liegen (Zieltyp IV)

Für Entscheidungsträger ist die Ausprägung der Entscheidungsvariablen für Ziele vom Typ IV von Interesse. Daher wird eine Bewertung vorgenommen (Zielerreichung). Die jeweilige Entscheidungsvariable muß nicht zwingend im angestrebten Bereich liegen. Die genannten Eigenschaften unterscheiden Ziele vom Typ IV von Restriktionen im klassischen Sinne.

Weitere Bewirtschaftungsziele gingen indirekt als Betriebsrestriktionen in die Betrachtung ein:

- der Wasserbedarf für Bevölkerung und Industrie war immer abzudecken,
- die zulässigen Wasserstände (minimal/maximal) im OF-Speicher waren einzuhalten,
- die Mindestdurchflußmengen in den OF-Gewässern (hier nur Rio San Juan) waren zu gewährleisten,

- die Kapazitäten der Verteilungselemente (hier Rio San Juan und Kanäle) durften nicht überschritten werden,
- die Pumpkapazitäten in den Bewässerungsgebieten durften nicht überschritten werden,
- die zulässigen minimalen und maximalen Standrohrspiegelhöhen in sensitiven Teilgebieten waren einzuhalten (Versalzungskontrolle) und
- die zulässigen Grenzkonzentrationen für im Grundwasser auftretende Schadstoffe waren in den sensitiven Teilgebieten einzuhalten.

Werden die Betriebsrestriktionen verletzt, ist die Möglichkeit gegeben, das Bewirtschaftungsmodell abubrechen, um gegebenenfalls die Systemparameter zu verändern oder die eigenen Erwartungswerte anzupassen. Der Abbruch des Bewirtschaftungsmodells ist jedoch nicht zwingend, da unter Umständen die Verletzung der Restriktionen in z.B. nur zwei Zellen des Diskretisierungsrasters toleriert werden kann.

### **4.3 Aufbau des Bewirtschaftungsmodells**

#### ***(a) Aufbau des OF-Verteilungsmodells:***

Aus den in Kap. 3.2.4 beschriebenen Systemelementen konnte ein Flußnetzwerk aufgebaut werden (Abb. 4.3-1), welches das OF-Verteilungssystem des Verbundsystems abbildete.

Die Bandbreite möglicher Ausprägungen der diskreten Entscheidungsvariablen hängt von den Systemparametern und den getroffenen Entscheidungen ab (zugewiesene Wassermengen, Größe der Bewässerungsflächen etc.). Die Festlegung der Entscheidungsvariablen wurde außerdem durch die in Kap. 4.2 beschriebenen Betriebsrestriktionen begrenzt.

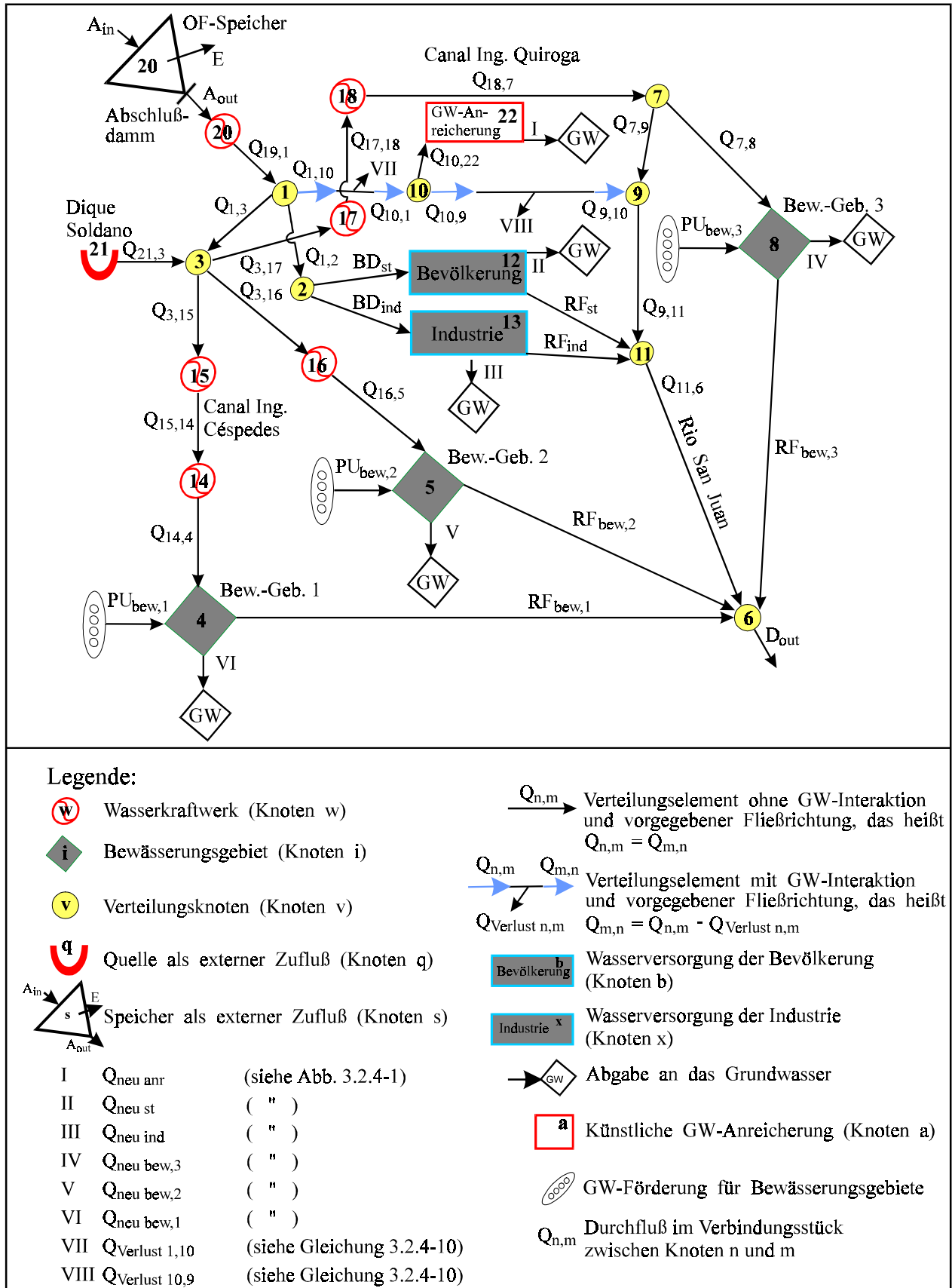


Abb. 4.3-1: Aufbau des OF-Verteilungnetzwerkes

Die Entscheidungsvariablen hatten hierbei einem Set von Gleichungs- und Ungleichungsrestriktionen zu genügen. Variablen, die einer Ungleichungsrestriktion unterliegen, wurde durch Zufallsgenerierung ein diskreter Wert zugewiesen. Die letzte Variable eines Knoten ergibt sich auf der Basis der Bilanzgleichung (Gleichung 3.2.4-1). Die Entscheidungsvariablen unterliegen somit dem folgenden Restriktionsset:

$$Q_{19,1 i,k} = A_{out i,k} \quad (4.3 - 1)$$

$$Q_{21,3 i,k} = QUELL_{out i,k} \quad (4.3 - 2)$$

$$Q_{1,2 i,k} = BD_{st i,k} + BD_{ind i,k} \quad (4.3 - 3)$$

$$Q_{1,3 i,k} \leq Q_{19,1 i,k} - Q_{1,2 i,k} \quad (4.3 - 4)$$

$$Q_{1,10 i,k} = Q_{19,1 i,k} - Q_{1,2 i,k} - Q_{1,3 i,k} \quad (4.3 - 5)$$

$$Q_{1,10 i,k} \geq Q_{1,10 i,k} \text{ min} \quad (4.3 - 6)$$

$$Q_{1,10 i,k} \leq Q_{1,10 i,k} \text{ max} \quad (4.3 - 7)$$

$$Q_{3,15 i,k} \leq Q_{21,3 i,k} + Q_{1,3 i,k} \quad (4.3 - 8)$$

$$Q_{15,14 i,k} = Q_{3,15 i,k} \quad (4.3 - 9)$$

$$Q_{14,4 i,k} = Q_{15,14 i,k} \quad (4.3 - 10)$$

$$Q_{14,4 i,k} + PU_{bew i,k,1} \leq BD_{bew i,k,1} \quad (4.3 - 11)$$

$$Q_{3,16 i,k} \leq Q_{21,3 i,k} + Q_{1,3 i,k} - Q_{3,15 i,k} \quad (4.3 - 12)$$

$$Q_{16,5 i,k} = Q_{3,16 i,k} \quad (4.3 - 13)$$

$$Q_{16,5 i,k} + PU_{bew i,k,2} \leq BD_{bew i,k,2} \quad (4.3 - 14)$$

$$Q_{3,17 i,k} = Q_{1,3 i,k} + Q_{21,3 i,k} - Q_{3,15 i,k} - Q_{3,16 i,k} \quad (4.3 - 15)$$

$$Q_{17,18 i,k} = Q_{3,17 i,k} \quad (4.3 - 16)$$

$$Q_{18,7 i,k} = Q_{17,18 i,k} \quad (4.3 - 17)$$

$$Q_{7,8 i,k} \leq Q_{18,7 i,k} \quad (4.3 - 18)$$

$$Q_{7,8 i,k} + PU_{bew i,k,3} \leq BD_{bew i,k,3} \quad (4.3 - 19)$$

$$Q_{7,9 i,k} = Q_{18,7 i,k} - Q_{7,8 i,k} \quad (4.3 - 20)$$

$$Q_{10,1 i,k} = Q_{1,10 i,k} - Q_{Verlust 1,10 i,k} \quad (4.3 - 21)$$

$$Q_{10,9 i,k} \leq Q_{10,1 i,k} \quad (4.3 - 22)$$

$$Q_{10,9 i,k} \geq Q_{10,9 i,k} \text{ min} \quad (4.3 - 23)$$

$$Q_{10,9 i,k} \leq Q_{10,9 i,k} \text{ max} \quad (4.3 - 24)$$

$$Q_{9,10 i,k} = Q_{10,9 i,k} - Q_{Verlust 10,9 i,k} \quad (4.3 - 25)$$

$$Q_{10,22 i,k} = Q_{10,1 i,k} - Q_{10,9 i,k} \quad (4.3 - 26)$$

$$Q_{9,11 i,k} = Q_{9,10 i,k} + Q_{7,9 i,k} \quad (4.3 - 27)$$

$$Q_{9,11 i,k} \geq Q_{9,11 i,k} \text{ min} \quad (4.3 - 28)$$

$$Q_{9,11 i,k} \leq Q_{9,11 i,k} \text{ max} \quad (4.3 - 29)$$

$$RF_{st\ i,k} = BD_{st\ i,k} \cdot RFK_{st\ i,k} \quad (4.3 - 30)$$

$$RF_{ind\ i,k} = BD_{ind\ i,k} \cdot RFK_{ind\ i,k} \quad (4.3 - 31)$$

$$Q_{11,6\ i,k} = Q_{9,11\ i,k} + RF_{st\ i,k} + RF_{ind\ i,k} \quad (4.3 - 32)$$

$$Q_{11,6\ i,k} \geq Q_{11,6\ i,k\ \min} \quad (4.3 - 33)$$

$$Q_{11,6\ i,k} \leq Q_{11,6\ i,k\ \max} \quad (4.3 - 34)$$

$$RF_{bew\ i,k,1} = (Q_{14,4\ i,k} + PU_{bew\ i,k,1})RFK_{bew\ i,k,1} \quad (4.3 - 35)$$

$$RF_{bew\ i,k,2} = (Q_{16,5\ i,k} + PU_{bew\ i,k,2})RFK_{bew\ i,k,2} \quad (4.3 - 36)$$

$$RF_{bew\ i,k,3} = (Q_{7,8\ i,k} + PU_{bew\ i,k,3})RFK_{bew\ i,k,3} \quad (4.3 - 37)$$

$$D_{out\ i,k} = RF_{bew\ i,k,1} + RF_{bew\ i,k,2} + RF_{bew\ i,k,3} + Q_{11,6\ i,k} \quad (4.3 - 38)$$

$$Q_{neu\ anr\ i,k} = Q_{10,22\ i,k} \quad (4.3 - 39)$$

$$Q_{neu\ st\ i,k} = BD_{st\ i,k} - RF_{st\ i,k} \quad (4.3 - 40)$$

$$Q_{neu\ ind\ i,k} = BD_{ind\ i,k} - RF_{ind\ i,k} \quad (4.3 - 41)$$

$$Q_{neu\ bew\ i,k,1} = Q_{14,4\ i,k} + PU_{bew\ i,k,1} - RF_{bew\ i,k,1} \quad (4.3 - 42)$$

$$Q_{neu\ bew\ i,k,2} = Q_{16,5\ i,k} + PU_{bew\ i,k,2} - RF_{bew\ i,k,2} \quad (4.3 - 43)$$

$$Q_{neu\ bew\ i,k,3} = Q_{7,8\ i,k} + PU_{bew\ i,k,3} - RF_{bew\ i,k,3} \quad (4.3 - 44)$$

mit

$QUELL_{out\ i,k}$	externer Quellzufluß [L <sup>3</sup> /T]
$D_{out\ i,k}$	oberirdischer Systemabfluß [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{n,m\ i,k}$	Durchfluß im Verbindungsstück zwischen dem Knoten $n$ und $m$ [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{n,m\ i,k\ \max}$	max. zulässiger Durchfluß im Verbindungsstück zwischen dem Knoten $n$ und $m$ [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{n,m\ i,k\ \min}$	min. zulässiger Durchfluß im Verbindungsstück zwischen dem Knoten $n$ und $m$ [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{neu\ anr\ i,k}$	GW-Neubildung durch künstl. GW-Anreicherung [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{neu\ st\ i,k}$	GW-Neubildung aus defekter Kanalisation (Haushaltungen) [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{neu\ ind\ i,k}$	GW-Neubildung aus defekter Kanalisation (Industrie) [L <sup>3</sup> /T]

- $Q_{neu\ bew\ i,k,b}$  GW-Neubildung durch Bewässerung im Gebiet  $b$  [ $L^3/T$ ]  
 $Q_{Verlust\ n,m\ i,k}$  Verlust im Verbindungselement zwischen den  
 Knoten  $n$  und  $m$  [ $L^3/T$ ]

**(b) Aufbau des GW-Strömungsmodells:**

Für die Untersuchung wurde ein zweidimensionales GW-Strömungsmodell für den gesamten Tulum-Aquifer (Abb. 4.1.2-2 und Anlage 10) mit den in Tabelle 4.3-1 dargestellten Charakteristika aufgebaut.

Tab. 4.3-1: Parameter des GW-Strömungsmodells

Gleichungslöser: Verfahren	Gauss-Seidel-Verfahren oder IADI-Verfahren
Maximale Anzahl von Iterationen	1000
Knotenfehler für Abbruch der Iteration	0,001
Überrelaxationsfaktor	1,7
Systemparameter: Strömungszustand	stationär
Anisotropiefaktor für das gesamte Diskretisierungsraster	1,0
Anzahl der Entnahmebrunnen:	118
Diskretisierung: Anzahl der Zellen in x-Richtung	51
Anzahl der Zellen in y-Richtung	38
Zellgröße in x-Richtung	1000m
Zellgröße in y-Richtung	1000m
Minimale Gauß-Krüger Koordinate in x-Richtung	2531000
Minimale Gauß-Krüger Koordinate in y-Richtung	6483000

#### 4.4 Kalibrierung des GW-Strömungsmodells und des GW-Transportmodells

Für die Kalibrierung des GW-Strömungsmodells wurden die Daten der Jahre 1985, 1986 und 1987 verwendet (CRAS, 1992), die in digitaler Form zur Verfügung standen.

Als Eichzeitraum wurde der Zeitraum zwischen Juni 1985 und Juni 1986 ausgewählt. Die in den vorangehenden Kapiteln beschriebenen Eingangsdaten wurden für die Abschätzung der GW-Neubildung, die Abschätzung des unterirdischen Zustroms/Abstroms und die Festlegung der Randbedingungen herangezogen.

Für den Aufbau der Kontrollfunktionen (Anlage 11) wurden die Meßwerte wie in Tab. 4.4-1 beschrieben zusammengefaßt.

Tab. 4.4-1: Anzahl der vorhandenen Standrohrspiegelmessungen für die Jahre 1984-1988

	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Febr.	März	Apr.	Mai	Jun.
1984	210	39	0	0	1	72	0	0	0	1	0	0
1985	34	0	0	0	76	396	0	0	0	0	0	393
1986	210	0	0	0	449	71	0	0	0	0	1	344
1987	96	1	0	0	82	153	0	0	0	0	0	139
1988	206	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0

Die für den Eichzeitraum bestimmte  $k_f$ -Wertverteilung (Abb. 4.4-1) wurde im Anschluß an den Werten für den Zeitraum Juni 1986 bis Dezember 1987 überprüft (Anlage 11).

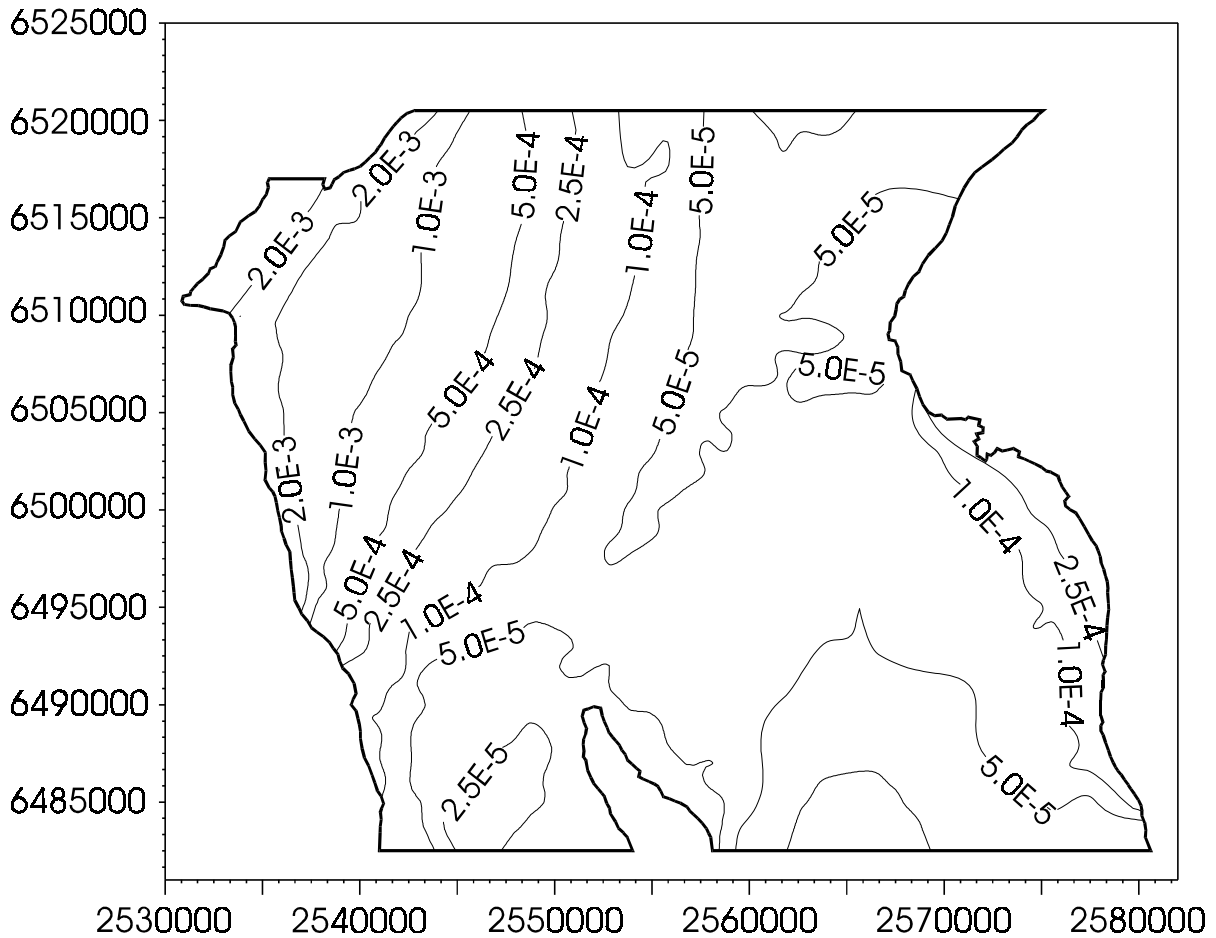


Abb. 4.4-1:  $k_f$ -Verteilung [m/s]

Die Einträge von Nitrat durch Leckagen der Kanalisation und Düngung der landwirtschaftlich intensiv genutzten Bewässerungsgebiete hatten im Stadtgebiet und im Nahbereich der Stadt San Juan zu einer erheblichen Nitratbelastung des GW-Speichers geführt. Da die Nitratbelastung lokal bereits die zulässigen Grenzwerte laut EU-Trinkwasserverordnung überschritten hatte, wurde der Schadstoff Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) als zu untersuchender Güteparameter des GW-Speichers ausgewählt.

Nach CRAS (1992) kann der Schadstoff nur bis zur oberen Grenze der Deckschichten vordringen (Anlage 7). Unklar ist jedoch die genaue Höhenlage dieser Deckschicht und ihre räumliche Ausdehnung. Die durchgeführten Messungen in Multilevelbrunnen ließen jedoch erkennen, daß eine vertikale Ausdehnung von mehr als 50m unter GOK ausgeschlossen werden konnte. Aus diesem Grunde



wurde der Bilanzraum des GW-Transportmodells auf dieses Kontrollvolumen begrenzt, um eine realistische Konzentrationsberechnung zu gewährleisten. Oberhalb der Deckschicht wurde vereinfachend von einer vollständigen Durchmischung des Aquifers ausgegangen. Das Konzept stellt die Prävention einer zukünftigen Verschmutzung eindeutig in den Vordergrund. Dieses Vorgehen war bei den vorliegenden Aquiferdimensionen (Anlage 9) einer gezielten späteren Förderung vorzuziehen, da nach dem Eindringen von Schadstoffen in die tieferen Aquiferschichten kaum noch die Möglichkeit besteht, die zugeströmten Schadstoffe zu lokalisieren bzw. sie in ihrer weiträumigen Verteilung aus dem System zu entfernen.

Das GW-Transportmodell wurde für den Zeitraum 1979 bis 1988 mit einer Zeitschrittdauer von einem Jahr geeicht. Eichparameter war in diesem Fall die Abbaukonstante  $\lambda$ . Für alle Zeitschritte kamen die in Tab. 4.4-2 aufgeführten Parameter zur Anwendung.

Tab. 4.4-2: Parameter des GW-Transportmodells für alle Zeitschritte

---

longitudinale Dispersion ( $\alpha_L$ ) für das gesamte Diskretisierungsraster	35 m
transversale Dispersion ( $\alpha_T$ ) für das gesamte Diskretisierungsraster	7 m
Porosität für das gesamte Diskretisierungsraster	0,25
Sickerwasserkonzentrationen im Stadtgebiet	400 mgNO <sub>3</sub> /l
Sickerwasserkonzentrationen für schwach bewässerte Gebiete	100 mgNO <sub>3</sub> /l
Sickerwasserkonzentrationen für stark bewässerte Gebiete	250 mgNO <sub>3</sub> /l
Grundwasserneubildung im Stadtgebiet	653 mm/a
Grundwasserneubildung für schwach bewässerte Gebiete	122 mm/a
Grundwasserneubildung für stark bewässerte Gebiete	220 mm/a
Anzahl der Partikel für diffusen Eintrag je Zeitschritt	200000
Anzahl der Partikel zur Diskretisierung der Ausgangsmasse	1000000

---

Die mittlere GW-Neubildung wurde aus der zuvor durchgeführten Eichung des GW-Strömungsmodells übernommen.

Die Abbaukonstante ergab sich aufgrund dieser Untersuchung zu  $\lambda = \ln 2/3,5a$ . Dieser Wert wurde für das gesamte Diskretisierungsraster angesetzt, da für eine genauere räumliche Abgrenzung infolge der unsicheren Daten keine Kontrollfunktion zur Verfügung stand. Eine Gegenüberstellung von berechneten und gemessenen Nitratkonzentrationen findet sich auszugsweise in Anlage 12.

#### **4.5 Untersuchung der aktuellen Bewirtschaftungsstrategie**

Die langfristigen Auswirkungen der zur Zeit angewendeten Bewirtschaftungsstrategie wurden auf der Grundlage der geeichten Teilmodelle mit mittleren Systemparametern und angepaßten Ziel- und Erwartungswerten (siehe Kap. 4.1.1-4.1.7, Anlage 3 und Tab. 4.5-1) für einen Planungszeitraum von 20 Jahren (1987 bis 2007) untersucht. Für das Jahr 1987 waren die Anfangsverteilungen der Standrohrspiegelhöhen und Nitratkonzentrationen aus Messungen bekannt.

Tab. 4.5-1: Eingangparameter für die Untersuchung der zur Zeit angewendeten Bewirtschaftungsstrategie

Zufluß zum Speicher	57 m <sup>3</sup> /s
Quellzufluß aus der Dique Soldano	4,57 m <sup>3</sup> /s
Wasserbedarf in Bewässerungsgebiet 1	0,70 l/s*ha
Wasserbedarf in Bewässerungsgebiet 2	0,51 l/s*ha
Wasserbedarf in Bewässerungsgebiet 3	0,39 l/s*ha
Wasserbedarf der Stadt San Juan (Haushaltungen)	1,90 m <sup>3</sup> /s
Wasserbedarf der Stadt San Juan (Industrie)	0,38 m <sup>3</sup> /s
Rückflußkoeffizient für Bewässerungsgebiet 1 (Dränung)	0,25
Rückflußkoeffizient für Bewässerungsgebiet 2 (Dränung)	0,25

Fortsetzung von Tab. 4.5-1: Eingangsparemeter für die Untersuchung der zur Zeit angewendeten Bewirtschaftungsstrategie

Rückflußkoeffizient für Bewässerungsgebiet 3 (Dränung)	0,25
Rückflußkoeffizient für Stadt San Juan (Haushaltungen/Kanalisation)	0,5
Rückflußkoeffizient für Stadt San Juan (Industrie/Kanalisation)	0,5
Sickerwasserkoeffizient für Bewässerungsgebiet 1 (GW-Neubildung)	0,10
Sickerwasserkoeffizient für Bewässerungsgebiet 2 (GW-Neubildung)	0,10
Sickerwasserkoeffizient für Bewässerungsgebiet 3 (GW-Neubildung)	0,10
Sickerwasserkoeffizient für die Stadt San Juan (Haushaltungen/GW-Neubildung)	0,5
Sickerwasserkoeffizient für Stadt San Juan (Industrie/GW-Neubildung)	0,5
Maximale Fläche des Bewässerungsgebietes 1	23800 ha
Maximale Fläche des Bewässerungsgebietes 2	8700 ha
Maximale Fläche des Bewässerungsgebietes 3	24100 ha
Maximale künstliche GW-Anreicherung	20 m <sup>3</sup> /s
Erwartungswerte für die Fläche des Bewässerungsgebietes 1	18000-23800 ha
Erwartungswerte für die Fläche des Bewässerungsgebietes 2	6000-8700 ha
Erwartungswerte für die Fläche des Bewässerungsgebietes 3	21000-24100 ha
Erwartungswerte für die künstliche GW-Anreicherung	5-10 m <sup>3</sup> /s
Mindestdurchfluß im Rio San Juan	2 m <sup>3</sup> /s
Maximal zulässiger Durchfluß im Rio San Juan	50 m <sup>3</sup> /s
Evapotranspiration im OF-Speicher	5 mm/d
Erwartungswert für die Systemabgabe an Knoten 6 zur Versalzungskontrolle	30 m <sup>3</sup> /s
Erwartungswert für den Gewinn aus Energieproduktion	0,5 DM/s
Erwartungswert für die Kosten aus GW-Förderung	0,4 DM/s
Erwartungswerte für den Speicherwasserstand	758,0-760,0 m ü.M.
Maximale Pumpkapazität im Bewässerungsgebiet 1	2,71 m <sup>3</sup> /s
Maximale Pumpkapazität im Bewässerungsgebiet 2	0,75 m <sup>3</sup> /s
Maximale Pumpkapazität im Bewässerungsgebiet 3	1,46 m <sup>3</sup> /s

Ziel der bisherigen Bewirtschaftungsstrategie war eine Minimierung der Systemausgänge (siehe Knoten 6 in Abb. 4.3-1) bei gleichzeitiger künstlicher

GW-Anreicherung zur maximalen Wasserspeicherung im System (maximale Füllung des GW-Speichers).

Dieses Hauptziel spiegelt sich in den Zielwerten der Tab. 4.5-1 wieder. Die aufzuwendenden Pumpkosten bzw. der aus Energieproduktion zu erzielende Gewinn waren zweitrangig gegenüber der Versorgung der Bewässerungsgebiete mit Wasser in ausreichender Menge bei voller Abdeckung des Wasserbedarfs der Haushaltungen und der Industrie.

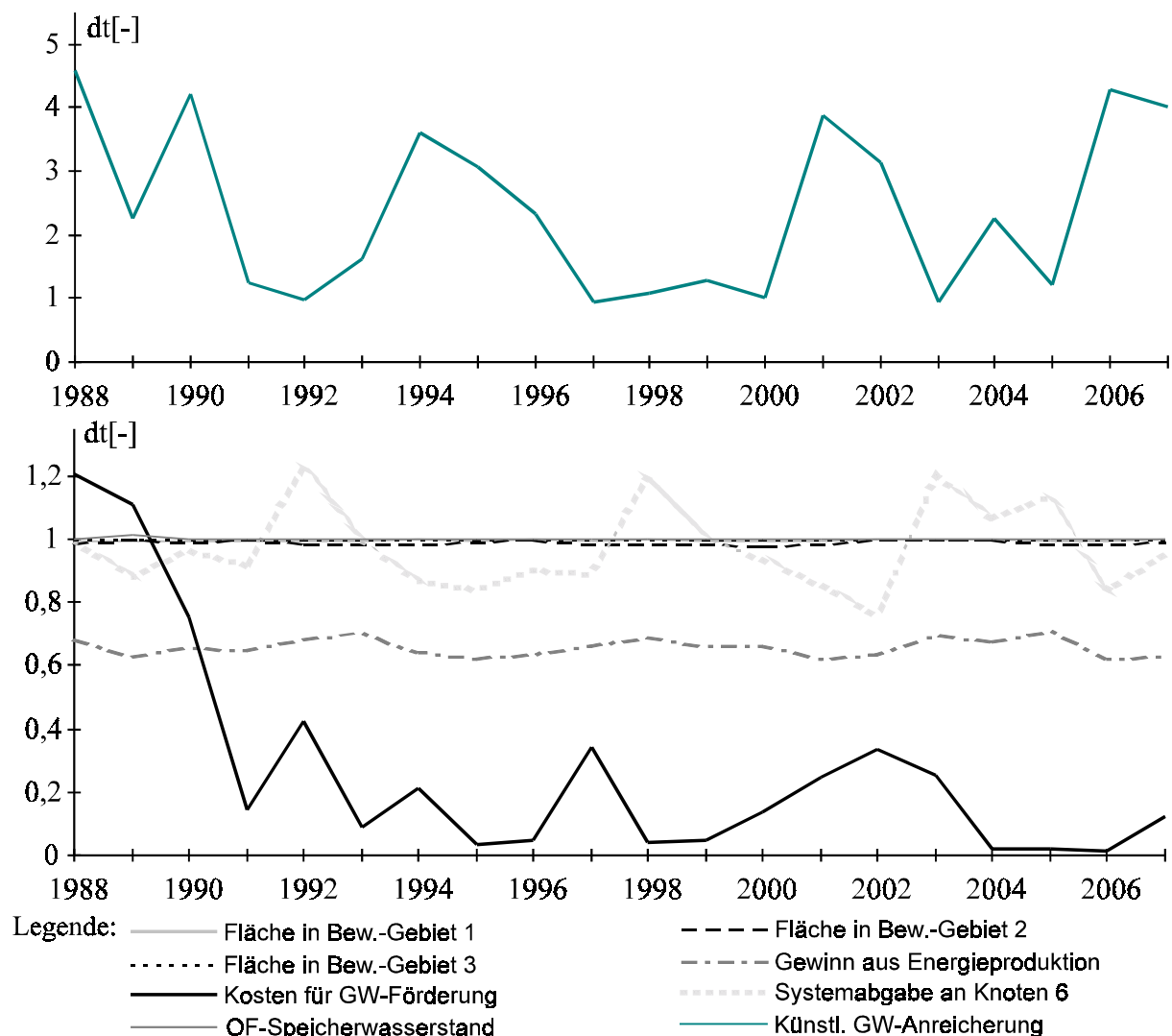


Abb. 4.5-1: Zielerreichungsgrade  $d_t$  [-] für die aktuelle Bewirtschaftungsstrategie

Innerhalb des 20jährigen Planungshorizontes ergaben sich keine Probleme bei der Deckung dieses Wasserbedarfs. Selbst die Auffüllung des GW-Speichers durch künstliche GW-Anreicherung war ohne Schwierigkeiten möglich (Abb. 4.5-1). Hierzu mußte die Leistungsfähigkeit des OF-Speichers nicht voll ausgeschöpft werden (OF-Speicherwasserstand konnte problemlos zwischen den engen Zielwerten fixiert werden).



Abb. 4.5-2: Zellen mit Überschreitung der zulässigen Grundwasserstände (GOK-2,0m) für Zeitschritt 10

Die Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftungsstrategie führte jedoch langfristig zu einem Anstieg des Grundwasserstandes in weiten Teilen der Bewässerungsgebiete (Abb. 4.5-2). Die dargestellten Gebiete weiteten sich in den folgenden Zeitschritten noch aus und würden insbesondere in den flacheren und daher nur schwer entwässerbaren Bereichen im Südosten zu einer weiträumigen Bodenversalzung durch kapillaren Aufstieg führen.

Die Nitratkonzentrationen nahmen infolge Nitratabbau langfristig ab. Lediglich im Bereich der Stadt San Juan kam es durch die Leckagen mit hohen Nitratfrachten aus defekter Kanalisation kurzfristig noch zu lokalen Überschreitungen des Nitratgrenzwertes von 50 mg/l (Abb. 4.5-5). Langfristig stabilisierten sich die Nitratkonzentrationen im Stadtgebiet zwischen 25 mg/l und 10 mg/l (Abb. 4.5-3 und Abb. 4.5-4). Die Überschreitung der zulässigen Nitratgrenzwerte war somit ein räumlich begrenztes Problem, das unter den gegebenen Voraussetzungen lediglich im Stadtbereich zu einer merklichen Einschränkung der GW-Nutzung führen könnte. Dies schließt jedoch nicht aus, daß oberflächennah im Bereich der Bewässerungsgebiete und im Stadtgebiet wesentlich höhere Nitratkonzentrationen auftreten könnten, die aus den Ergebnissen des GW-Transportmodells nicht ersichtlich waren, da die Mittelung über die Tiefe des Bilanzvolumens die Auswirkungen des Nitratreintrages abschwächte.

Durch schrittweise Verringerung des Bilanzvolumens, d.h. eine Verringerung der effektiv verschmutzten Aquifermächtigkeit, könnte diese kritische Entnahmetiefe in den gefährdeten Gebieten abgeschätzt werden.

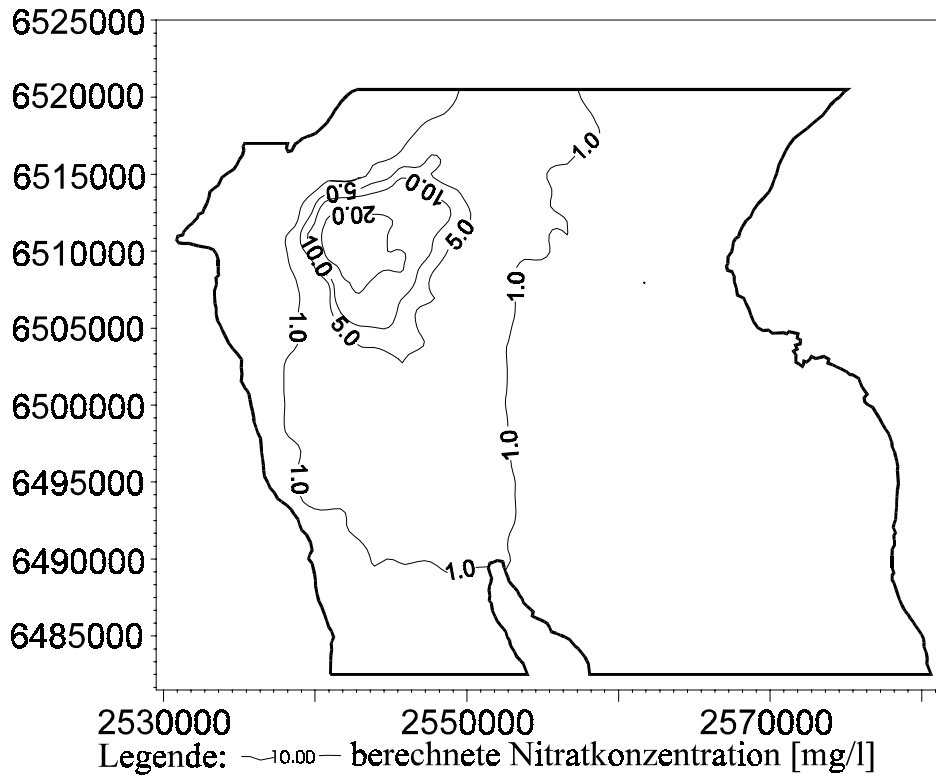


Abb. 4.5-3: Nitratkonzentrationen nach 15 Jahren (im Jahr 2002) [mg/l]

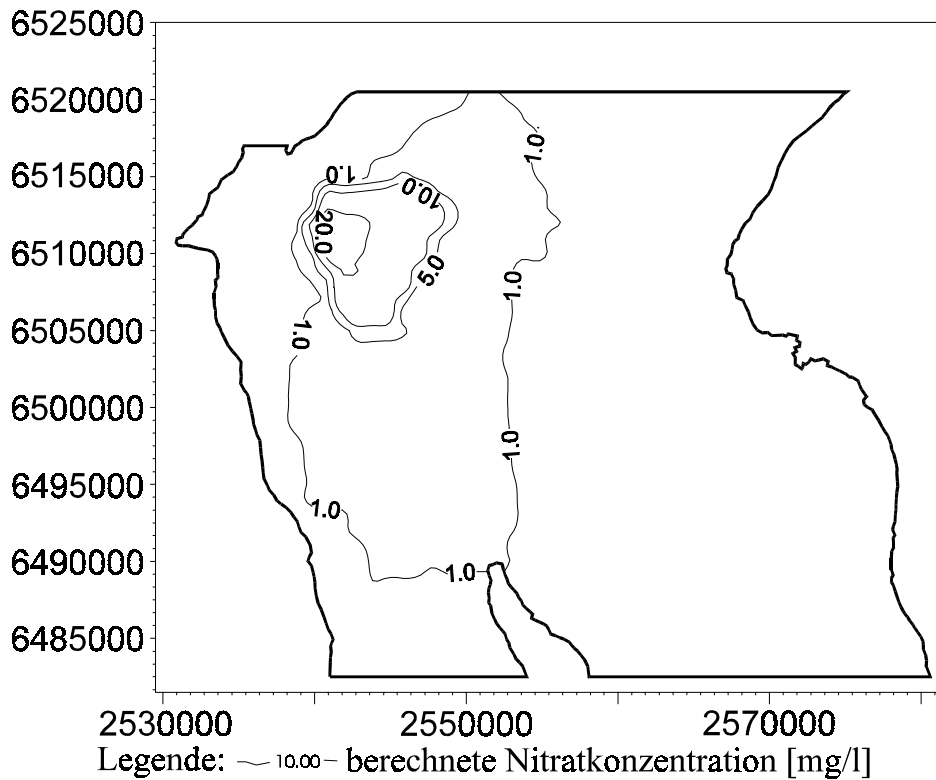


Abb. 4.5-4: Nitratkonzentrationen nach 20 Jahren (im Jahr 2007) [mg/l]

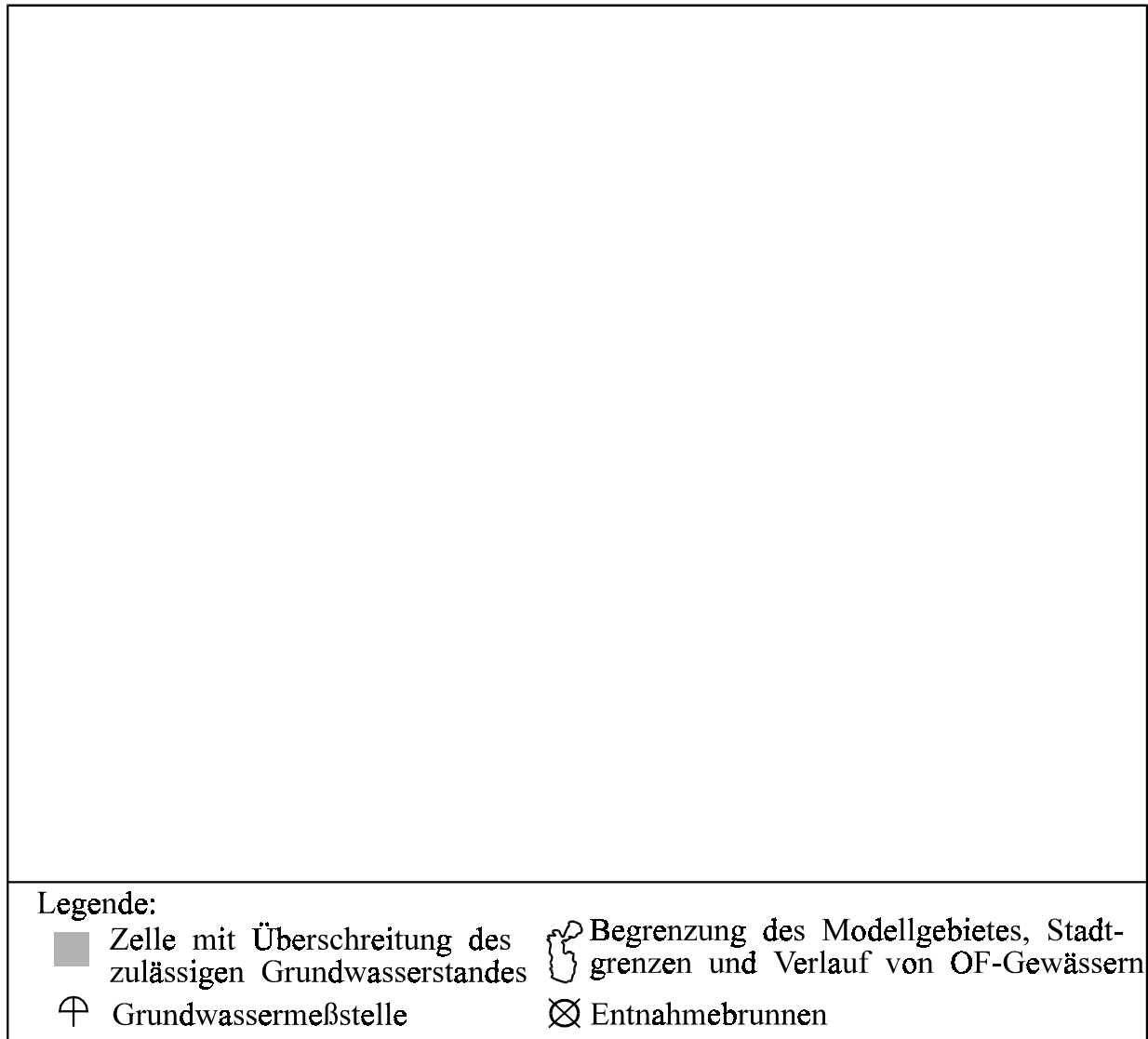


Abb. 4.5-5: Zellen mit Überschreitung der zulässigen Nitratkonzentration von 50 mg/l (beispielhaft für Zeitschritt 2 dargestellt)

Der Anstieg der Standrohrspiegelhöhen stellte somit das größte Problem einer langfristig unveränderten Verbundbewirtschaftung dar, die vornehmlich darauf ausgerichtet war, Wasser im System zurückzuhalten und den GW-Speicher mit Überschußwasser aus der OF-Verteilung aufzufüllen.

Daß die Entwicklung einer alternativen Bewirtschaftungsstrategie zur Abführung von Überschußwasser zur mittel- und langfristigen Absenkung der Grund-



wasserstände erfolgreich sein kann, zeigen bereits die Zielerreichungsgrade  $d_t$  (Abb. 4.5-1). Die gesetzten Erwartungswerte wurden nur für die künstliche GW-Anreicherung nicht erreicht, da die Erwartungswerte hierfür wesentlich zu hoch angesetzt wurden.

#### **4.6 Entwicklung einer alternativen Bewirtschaftungsstrategie**

Für den gleichen Planungshorizont (1987 bis 2007) sollte eine alternative Bewirtschaftungsstrategie erarbeitet werden, die langfristig eine Bodenversalzung in den Bewässerungsgebieten ausschloß und eine Ausdehnung von Schadstoffen in außerstädtische Bereiche weitestgehend verhinderte.

Die zur Erreichung dieser Ziele eingeleiteten Maßnahmen stellten sich im einzelnen wie folgt dar:

- Einsatz von insgesamt 72 Sanierungsbrunnen mit einer Förderleistung von je  $80\text{m}^3/\text{h}$ . Die Verteilung dieser Brunnen kann Abb. 4.6-2 entnommen werden.
- Absenkung der künstlichen GW-Anreicherung unter Einhaltung der Erwartungswerte (Kap. 3.2.3).
- Erhöhung der Mindestdurchflußmengen im Rio San Juan zur möglichst direkten Weiterleitung von Überschußwasser aus dem OF-Speicher.
- Erhöhung des mindestens abzuführenden Systemabflusses in OF-Gewässern aus Knoten 6. Der angesetzte Erwartungswert mußte mindestens erfüllt werden.
- Verbesserung des Dränsystems in den Bewässerungsgebieten zur Senkung der GW-Neubildung. Hieraus ergab sich eine Anhebung der Rückfluß

koeffizienten in den Bewässerungsgebieten und eine Absenkung der Sickerwasserkoeffizienten.

- Verminderung der Versickerungsmengen im Rio San Juan zwischen den Knoten 1-10 bzw. 10-9 um 20%. Dies setzte eine stoßweise Abführung von Überschußwasser aus dem OF-Speicher durch den Rio San Juan voraus.

Entscheidend war es, die GW-Neubildung im Bereich des Rio San Juan und in den Bewässerungsgebieten zu reduzieren, um so die Effizienz der notwendigen GW-Förderung zur Absenkung des Grundwasserstandes zu erhöhen und so die Pumpkosten zu begrenzen. Konnte die GW-Neubildung im Rio San Juan nicht vermindert werden, sollte das Überschußwasser des Speichers durch das bestehende OF-Verteilungssystem direkt dem Systemabfluß in Knoten 6 zugeleitet werden. Die gegenüber der aktuellen Bewirtschaftungsstrategie veränderten Parameter sind in Tab. 4.6.1 zusammengefaßt.

Wie Abb. 4.6-1 zeigt, besitzt das Verbundsystem ausreichend Leistungsreserven, um die gesetzten Erwartungswerte zu erfüllen.

Die verbesserte Zielerreichung der künstlichen GW-Anreicherung deutete darauf hin, daß während der aktuellen Bewirtschaftungsstrategie die Anreicherungsmengen niedriger lagen als die dort angesetzten hohen Erwartungswerte. Dies führte bei freier Wahl der Anreicherungsmengen (keine Fixierung nach Kap. 3.2.3) in der aktuellen Strategie zu entsprechend niedrigen Zielerreichungsgraden (hohe  $d_t$ -Werte). Eine weitere Herabsetzung der künstlichen GW-Anreicherung wäre möglich und würde die GW-Neubildung weiter herabsetzen.

Tab. 4.6-1: Veränderte Eingangsparameter für die alternative  
Bewirtschaftungsstrategie

Rückflußkoeffizient für Bewässerungsgebiet 1 (Dränung)	0,30
Rückflußkoeffizient für Bewässerungsgebiet 2 (Dränung)	0,30
Rückflußkoeffizient für Bewässerungsgebiet 3 (Dränung)	0,30
Sickerwasserkoeffizient für Bewässerungsgebiet 1 (GW-Neubildung)	0,05
Sickerwasserkoeffizient für Bewässerungsgebiet 2 (GW-Neubildung)	0,05
Sickerwasserkoeffizient für Bewässerungsgebiet 3 (GW-Neubildung)	0,05
Erwartungswerte für die künstliche GW-Anreicherung	0,5-1 m <sup>3</sup> /s
Minstdurchfluß im Rio San Juan	10 m <sup>3</sup> /s
Erwartungswert für die Systemabgabe an Knoten 6 Versalzungskontr.	40 m <sup>3</sup> /s
Erwartungswert für die Kosten aus GW-Förderung	0,5 DM/s

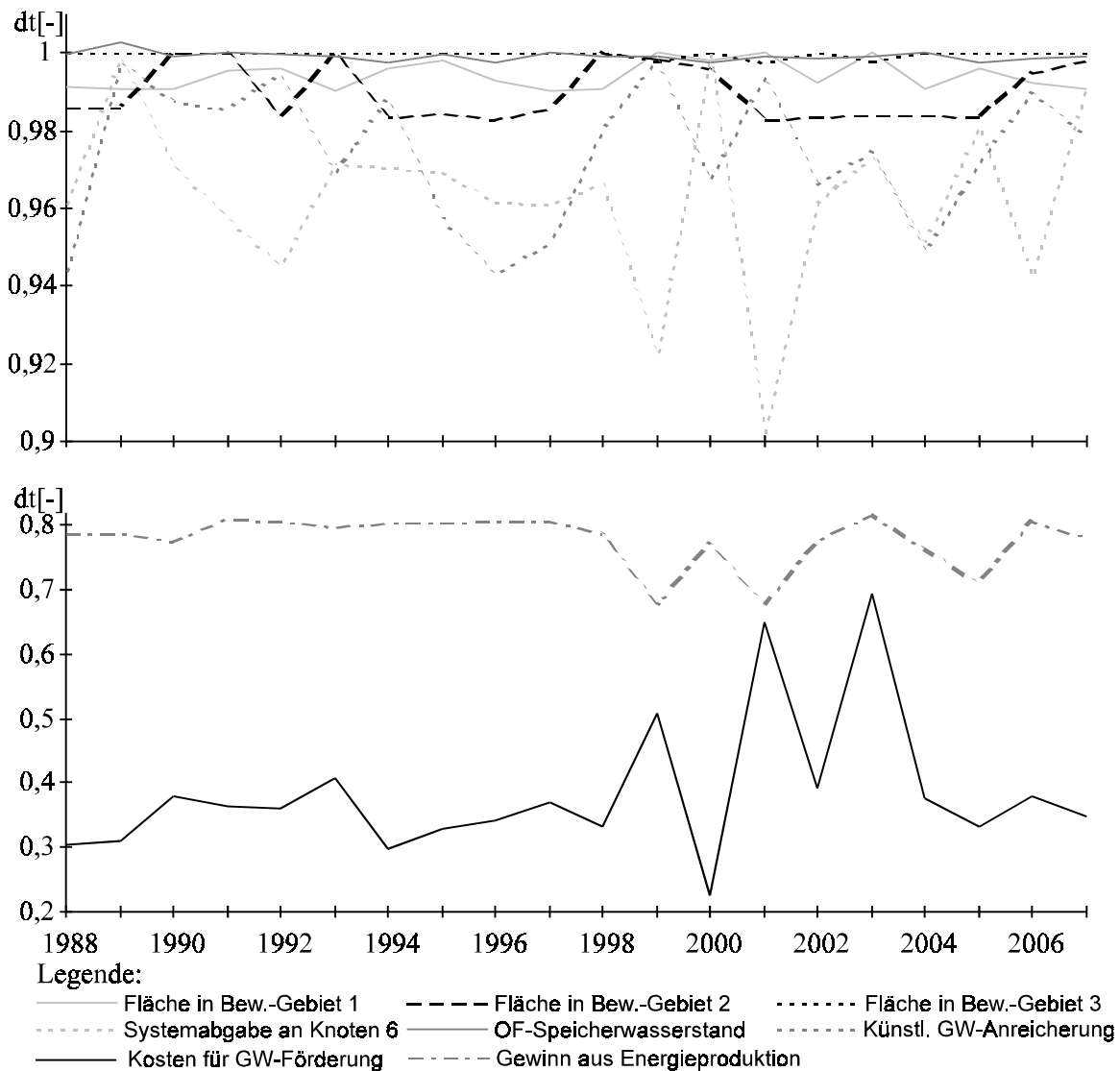


Abb. 4.6-1: Zielerreichungsgrade  $d_i[-]$  für die alternative  
Bewirtschaftungsstrategie

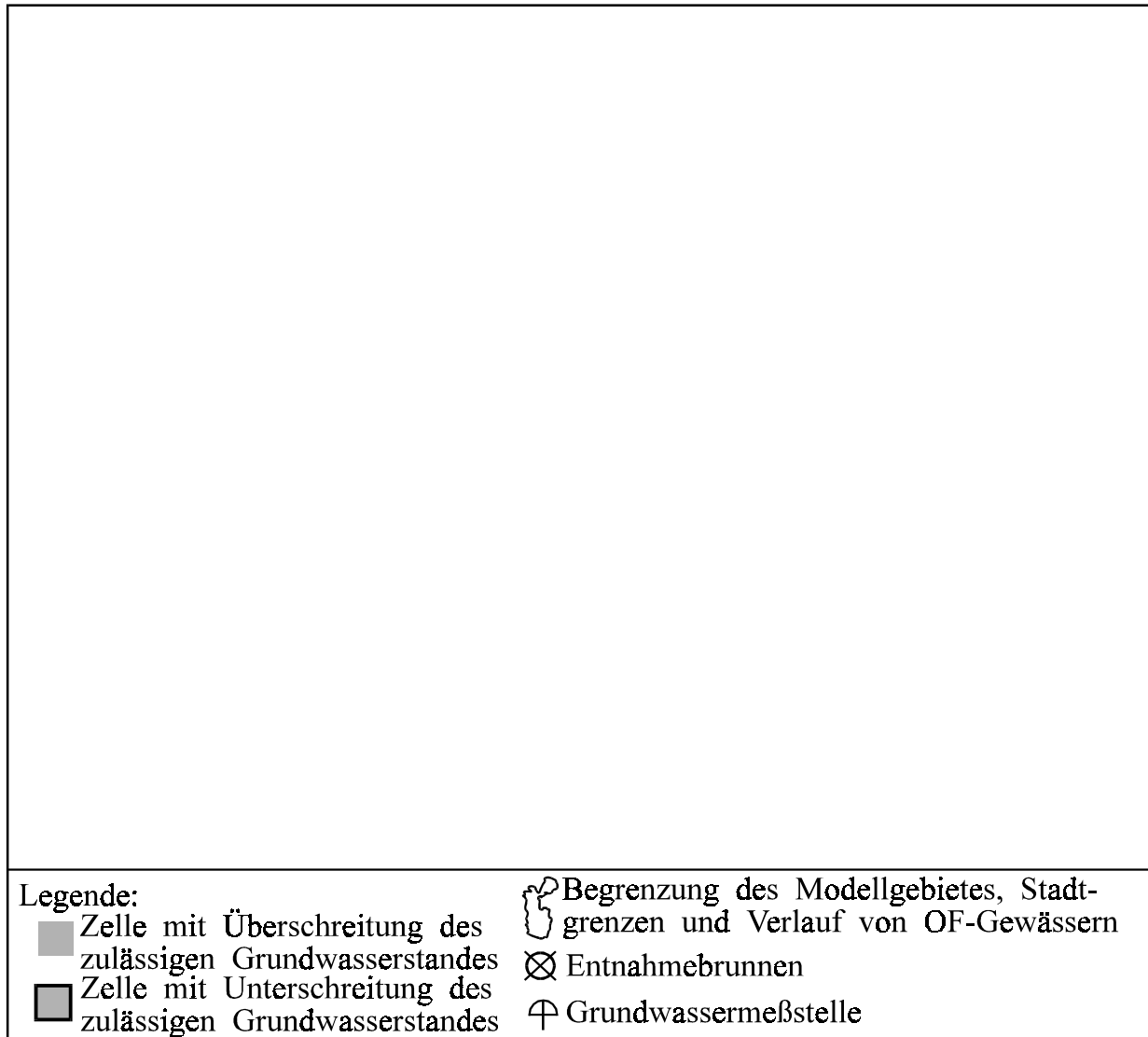


Abb. 4.6-2: Zellen mit Über- bzw. Unterschreitung der zulässigen  
Grundwasserstände (GOK-2,0m) für Zeitschritt 10

Die Absenkung der Grundwasserstände in weiten Bereichen der Bewässerungsgebiete (Abb. 4.5-2 und Abb. 4.6-2) zog jedoch einen Anstieg der Pumpkosten nach sich (Abb. 4.6-3). Diese Zunahme der Pumpkosten könnte verringert werden, wenn die Sanierungsbrunnen unmittelbar nach Erreichen des maximal zulässigen Grundwasserstandes lokal in ihrer Fördermenge zurückgenommen würden. Besonders in Gebieten, in denen schon die minimal zuläs

sigen Grundwasserstände unterschritten wurden (Abb. 4.6-2), muß eine Umverteilung der GW-Förderung vorgenommen werden. Im vorliegenden Falle wurde die Fördermenge jedoch bis zum Ende des Planungshorizontes beibehalten.

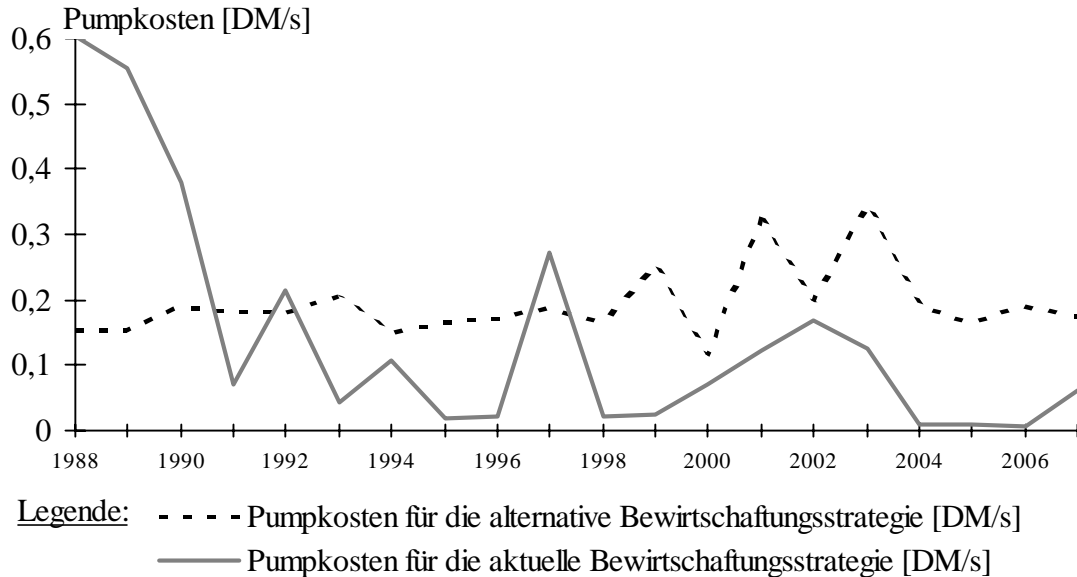


Abb. 4.6-3: Vergleich zwischen den Pumpkosten der aktuellen und alternativen Bewirtschaftungsstrategie (inkl. Sanierungsbrunnen)

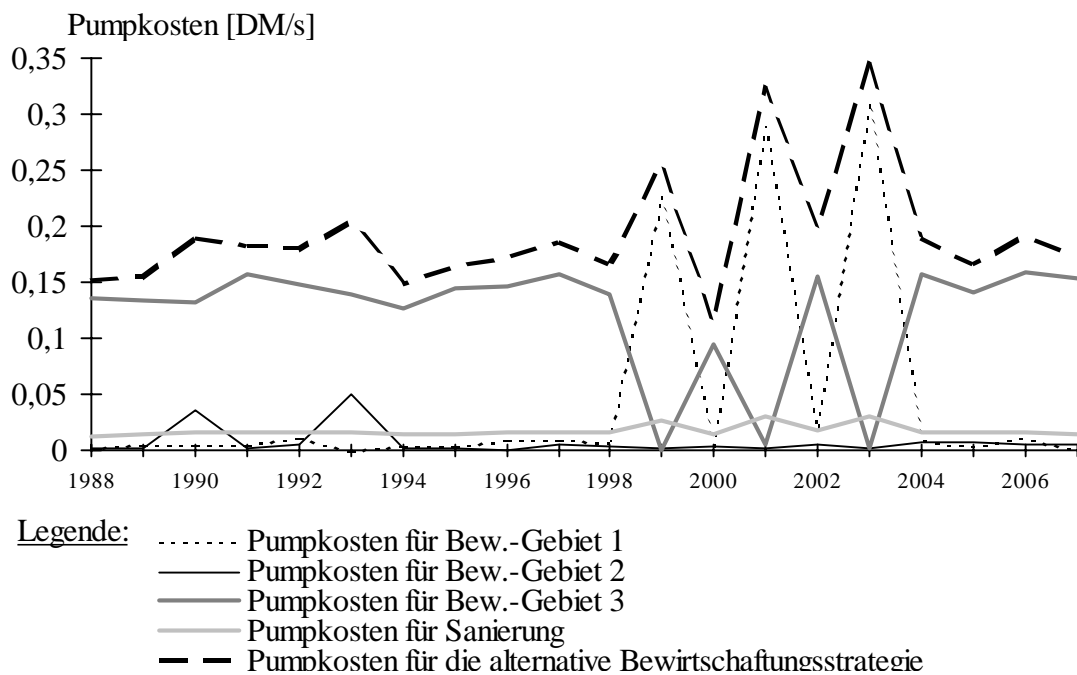


Abb. 4.6-4: Aufteilung der Pumpkosten in der alternativen Bewirtschaftungsstrategie

Wie Abb. 4.6-4 entnommen werden kann, ist der größte Teil der Gesamtpumpkosten für die Versorgung des Bewässerungsgebietes 3 aufzuwenden und nicht wie zunächst zu vermuten war, für die Absenkung der Grundwasserstände. Wurde das durch den OF-Speicher zur Verfügung gestellte Wasser vornehmlich in Bewässerungsgebiet 3 eingesetzt und stand damit in Bewässerungsgebiet 1 nicht zur Verfügung, so führte dies infolge der größeren Flurabstände in diesem Gebiet zu einem deutlichen Anstieg der Gesamtpumpkosten (Abb. 4.6-4 in den Jahren 1999, 2001 und 2003). Daher sollte zunächst eine Vollversorgung der Bewässerungsgebiete 1 und 2 durch das OF-Verteilungssystem angestrebt werden.

Abb. 4.6-5 verdeutlicht am Beispiel der GW-Meßstellen M1 (südöstliche Stadtgrenze von San Juan) und M2 (südlicher Teil des Bewässerungsgebietes 3) das Verhalten der Standrohrspiegelhöhen (Lage der Meßstellen in Abb. 4.6-2) in den sensitiven Teilgebieten. Die Verminderung der GW-Neubildung führte insbesondere im Bereich der Meßstelle M1 zu einer deutlichen Absenkung der Standrohrspiegelhöhen um 13 bis 20 m. Der neue Gleichgewichtszustand wurde schon nach 4 Jahren alternativer Systembewirtschaftung erreicht und stabilisierte sich bei einer Standrohrspiegelhöhe von ca. 600 m ü.M.. Im Bereich der Meßstelle M2 stabilisierte sich die Standrohrspiegelhöhe in einem Bereich zwischen 545 m ü.M. und 549 m ü.M. auf einem niedrigeren Niveau. Diese Stabilisierung deutete darauf hin, daß für eine weitere Absenkung die GW-Neubildung weiter verringert werden müßte, bzw. die Fördermengen der Sanierungsbrunnen weiter angehoben werden müßten, um die Abgabe aus dem System zu maximieren.

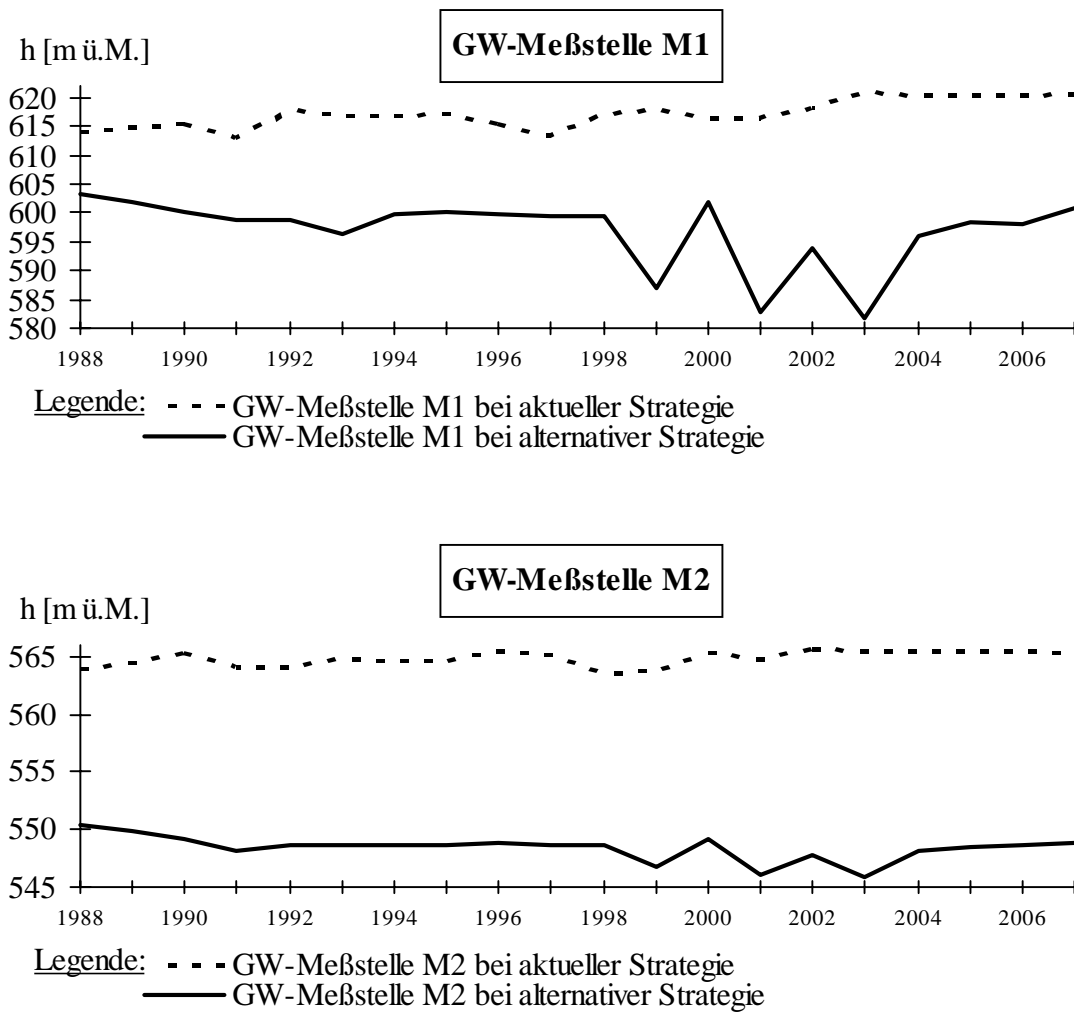


Abb. 4.6-5: Standrohrspiegelhöhen an den Meßstellen M1 und M2 infolge aktueller und alternativer Bewirtschaftungsstrategie

Die Nitratkonzentrationen im Stadtgebiet und in den Bewässerungsgebieten konnten durch den Einsatz der Sanierungsbrunnen nur in geringem Umfang abgesenkt werden (Abb. 4.6-6). Dies war auf die große effektiv verschmutzte Aquifermächtigkeit, die geringe Anzahl von Sanierungsbrunnen und den für eine Sanierung kurzen Planungshorizont zurückzuführen. Auch an dieser Stelle muß darauf hingewiesen werden, daß die berechneten Nitratkonzentrationen nur bedingt Rückschlüsse auf die oberflächennahen Nitratkonzentrationen erlauben, da der Nitratabbau in der ungesättigten Bodenzone vernachlässigt wurde und

die berechneten Konzentrationen Mittelwerte für das Bilanzvolumen (verschmutzte Aquifertiefe) darstellen.

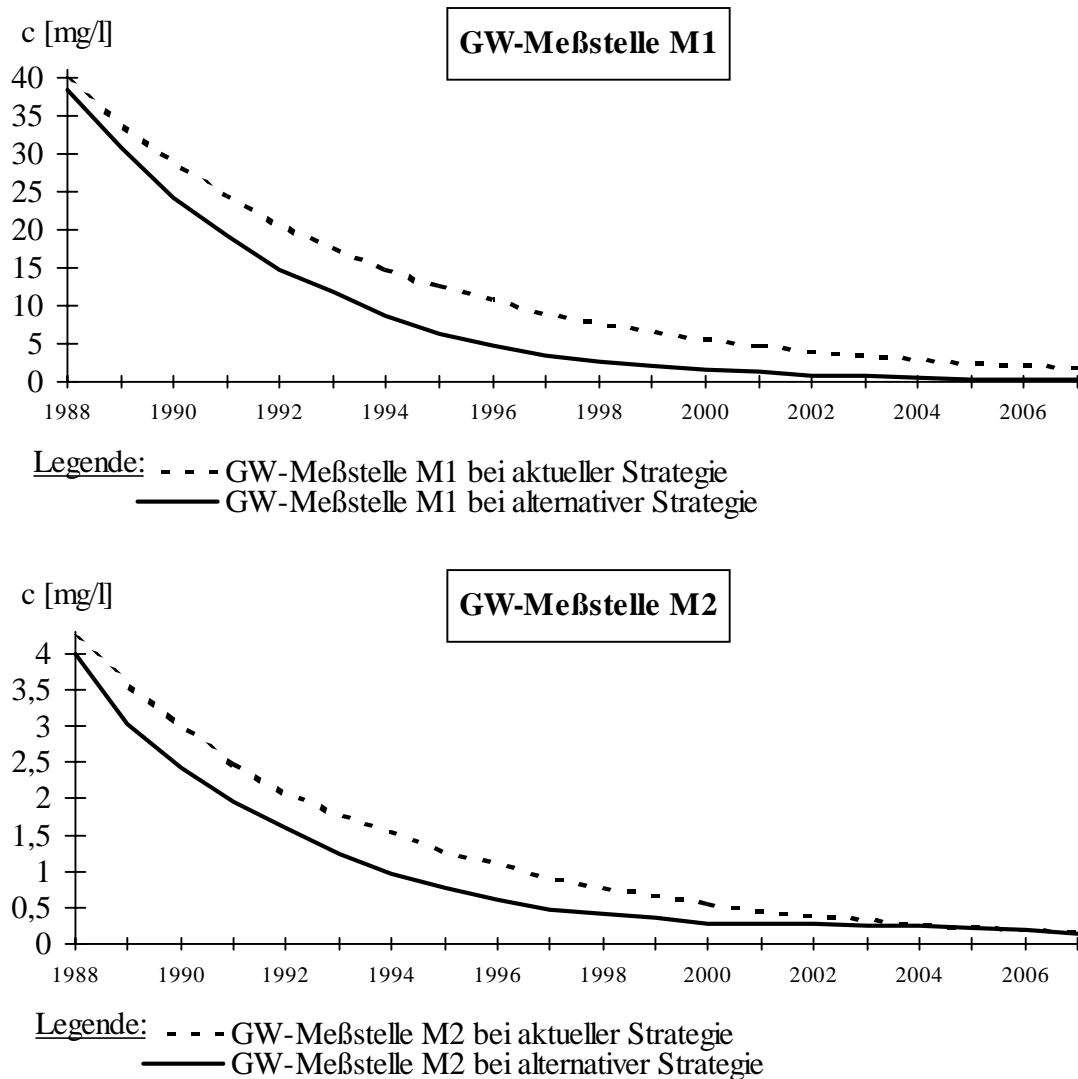


Abb. 4.6-6: Mittlere Nitratkonzentrationen [mg/l] an den Meßstellen M1 und M2 infolge aktueller und alternativer Bewirtschaftungsstrategie

Die vorgestellte alternative Bewirtschaftungsstrategie zeigt, daß eine Absenkung des Grundwasserstandes zur Verhinderung einer weiträumigen Bodenversalzung möglich ist, ohne Ertragseinbußen in den Bewässerungsgebieten in Kauf nehmen zu müssen. Es wird deutlich, daß die vorgeschlagene Alternative durch eine weitere Absenkung der künstlichen GW-Anreicherung und eine



lokale Anpassung der Fördermengen in den Sanierungsbrunnen verbessert werden könnte.

#### **4.7 Entwicklung einer Bewirtschaftungsstrategie für extreme Trockenperioden**

Die zuvor beschriebene alternative Bewirtschaftungsstrategie verfolgte als langfristiges Ziel die Absenkung und spätere Stabilisierung der Grundwasserstände in einem für Bewässerungszwecke optimalen Bereich. Voraussetzung dieser Systembewirtschaftung waren mittlere Zuflüsse in den OF-Speicher von  $57 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Dieser relativ hohe mittlere Systemzufluß führte bei einer Strategie der Wasserspeicherung (aktuelle Strategie) zu einem langfristigen Anstieg der Grundwasserstände und im Bereich der Bewässerungsgebiete zu Ertragseinbußen infolge Bodenversalzung, was durch einen Wechsel der Strategie (Kap. 4.6) vermieden werden konnte.

Da der OF-Speicherzufluß großen Schwankungen unterliegt (Anlage 3), bleibt die Frage zu klären, ob die alternative Bewirtschaftungsstrategie auch in Perioden mit geringem OF-Speicherzufluß beibehalten werden kann und welche Auswirkungen ein derartiges Vorgehen auf die Erreichung der Bewirtschaftungsziele hat.

Für die Beantwortung dieser Frage wurde der mittlere langjährige OF-Speicherzufluß von  $57 \text{ m}^3/\text{s}$  um die mittlere langjährige Standardabweichung des OF-Speicherzuflusses auf  $21 \text{ m}^3/\text{s}$  abgemindert. Alle anderen Parameter der Alternativstrategie wurden zunächst beibehalten. Diese willkürliche Festsetzung

beinhaltet eine Unsicherheit auf deren Bestimmung hier nicht näher eingegangen werden soll.

Als Folge des verringerten Systemzuflusses konnte das Bewässerungsgebiet 3 nicht mehr in vollem Umfang bewässert werden, da Bewässerungsgebiet 1 und 2 die zur Verfügung stehende Wassermenge des OF-Verteilungssystems bereits so stark in Anspruch nahmen, daß die GW-Förderung in Bewässerungsgebiet 3 den verringerten Zufluß aus dem OF-Verteilungssystem nicht mehr ausgleichen konnte.

Um die für die Bewässerungsgebiete zur Verfügung stehende Wassermenge zu erhöhen, wurden daher der Minstdurchfluß im Rio San Juan auf  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  und der untere/obere Erwartungswert für die künstliche GW-Anreicherung auf  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw.  $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$  herabgesetzt. Diese geringe künstliche GW-Anreicherung wurde fixiert (Kap. 3.2.3). Außerdem wurde die Fixierung der zu bewässernden Fläche im Bewässerungsgebiet 3 aufgegeben, womit auch eine geringere Ausdehnung dieses Gebietes unterhalb des minimalen Erwartungswertes zugelassen wurde.

Damit wurde einer Vollversorgung durch OF-Verteilung der Bewässerungsgebiete 1 und 2 Vorrang eingeräumt, um die Pumpkosten in diesen Gebieten bei hohen Förderhöhen zu begrenzen. Infolge der verringerten Anbauflächen sank die Abgabe des Dränsystems in Bewässerungsgebiet 3 von  $4,33 \text{ m}^3/\text{s}$  auf  $0,51 \text{ m}^3/\text{s}$  ab. Aus diesem Grunde konnten die hohen Erwartungswerte für die Systemabgabe aus Knoten 6 nicht mehr eingehalten werden und ihre Fixierung wurde daher aufgegeben.

Die beschriebenen Maßnahmen führten zu einer Verminderung der Systemabgabe aus Knoten 6 und verhinderten die langfristig angestrebte Absenkung der Grundwasserstände (Abb. 4.7-1, Strategie für extreme Trockenperioden - Alternative 1), da der geringe Systemzufluß (gegenüber der aktuellen Strategie

abgemindert) fast ausnahmslos im Verbundsystem gespeichert wurde. Außerdem verschlechterte sich der Zielerreichungsgrad für die bewässerbare Fläche in Bewässerungsgebiet 3 (Abb. 4.7-2).

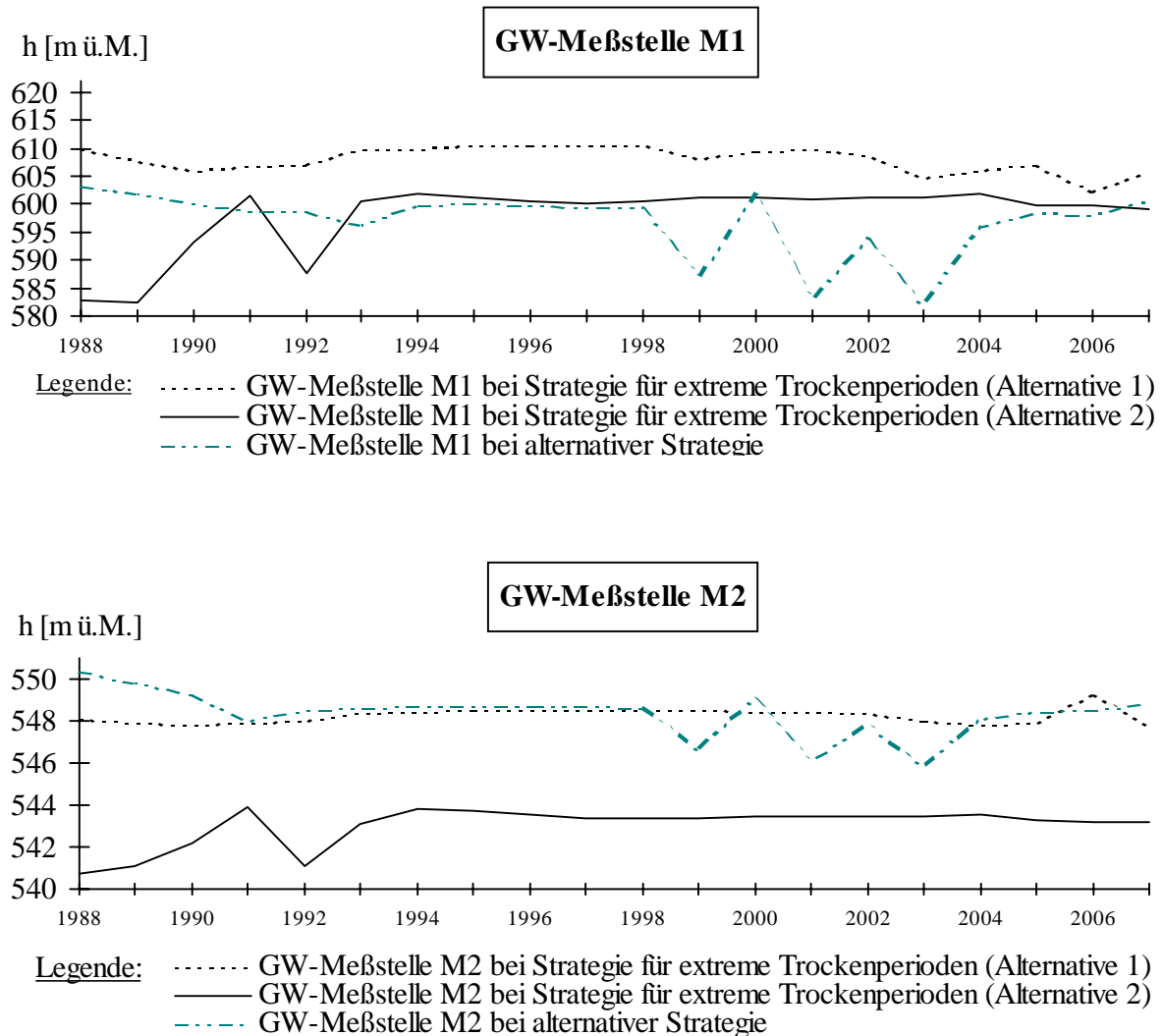


Abb. 4.7-1: Standrohrspiegelhöhen an den Meßstellen M1 und M2 für die Verbundbewirtschaftung in extremen Trockenperioden

Die Minderung des OF-Speicherzuflusses auf  $21 \text{ m}^3/\text{s}$  innerhalb des gesamten Planungshorizontes kann als überhöht angesehen werden, da der OF-Speicherzufluß für durchschnittlich 3,7 Jahre unter seinen Mittelwert absank (Anlage 3). Dies läßt es gerechtfertigt erscheinen, die Leistungsreserven des OF-Speichers, die bisher durch eine Fixierung des OF-Speicherwasserstandes gebunden waren,

freizugeben (keine Fixierung nach Kap. 3.2.3). Hierdurch könnte für die im Mittel zu erwartende Zeitspanne mit vermindertem OF-Speicherzufluß die Vollversorgung der Bewässerungsgebiete aufrechterhalten werden.

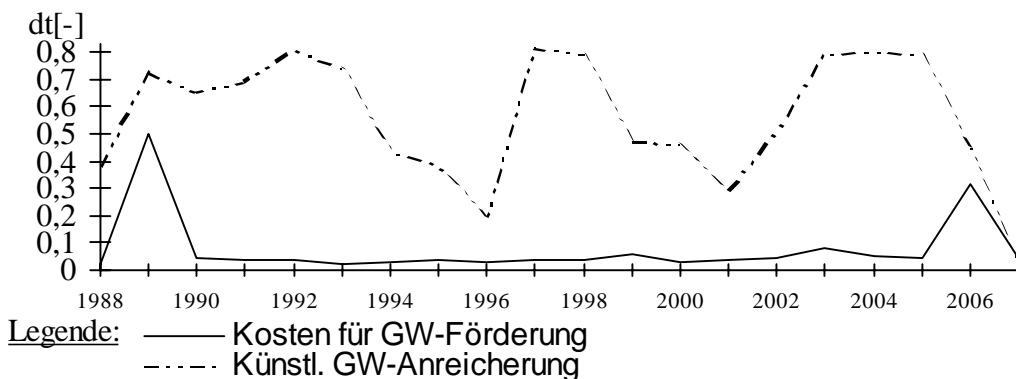
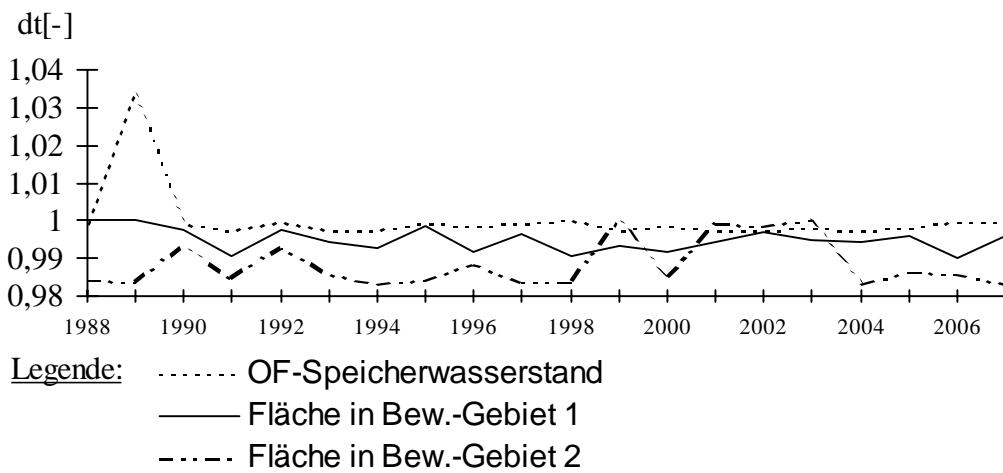
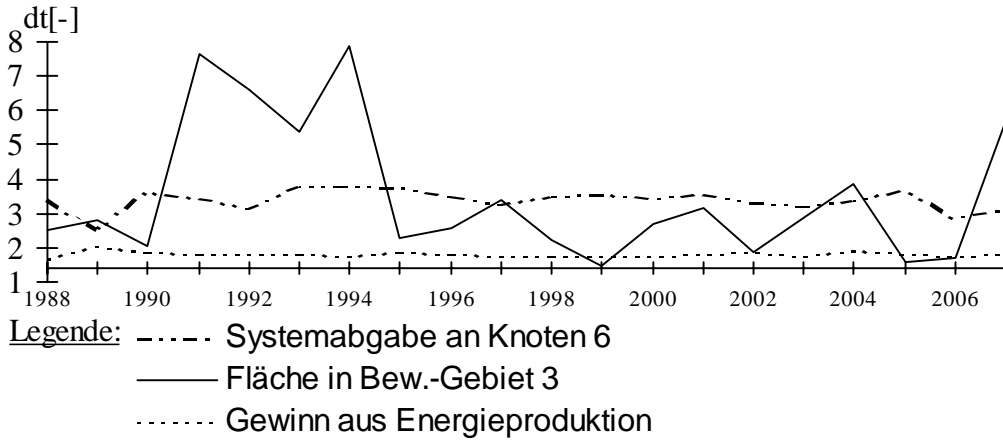


Abb. 4.7-2: Zielerreichungsgrade  $d_t$  [-] für die Fortführung der aktuellen Strategie in extremen Trockenperioden

Daher wurde für den Zeitraum 1988 bis 1993 mit mittleren Zuflußwerten ( $57 \text{ m}^3/\text{s}$ ) die bereits entwickelte alternative Bewirtschaftungsstrategie angewandt. In den folgenden Zeitschritten wurde der OF-Zufluß auf  $21 \text{ m}^3/\text{s}$  gemindert und das Verhalten des Verbundsystems bei freier Wahl des OF-Speicherwasserstandes und angestrebter Vollversorgung der Bewässerungsgebiete untersucht (Alternative 2). Die künstliche GW-Anreicherung und der Mindestdurchfluß im Rio San Juan wurden wie oben beschrieben (Alternative 1) herabgesetzt. Für eine schnellere Absenkung des Grundwasserstandes wurden die Fördermengen der Sanierungsbrunnen auf jeweils  $150 \text{ m}^3/\text{h}$  gesteigert.

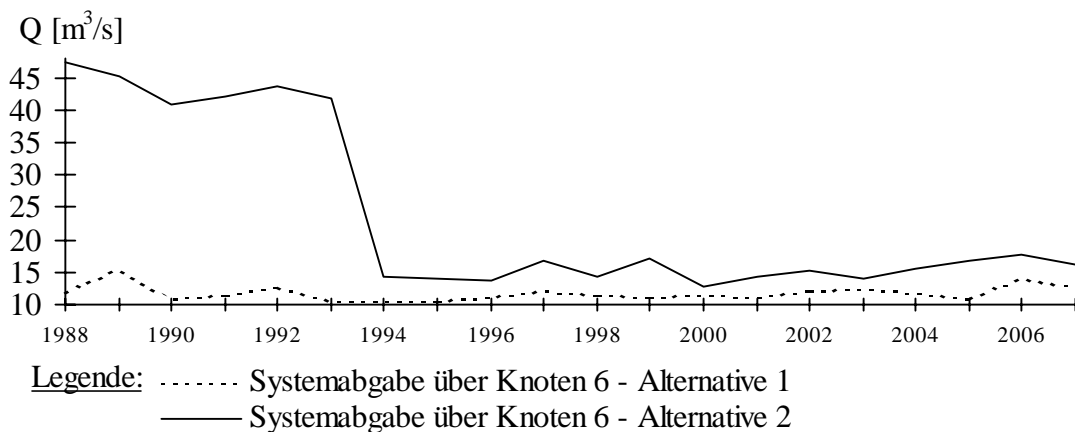


Abb. 4.7-3: OF-Abgabe aus dem Verbundsystem über Knoten 6 für Alternative 1 und 2

Wie Abb. 4.7-1 (Strategie für extreme Trockenperioden - Alternative 2) zeigt, konnten durch diese Maßnahmen der Standrohrspiegelanstieg in Trockenperioden gegenüber Alternative 1 begrenzt werden. Hierdurch konnten die Gebiete mit Vernässungsproblemen gegenüber Alternative 1 verringert (Abb. 4.7-4 und Abb. 4.7-5) und die Gefahr einer Bodenversalzung abgemindert werden. So würde z.B. der Grundwasserstand innerhalb des Stadtgebietes nach 10 Jahren bei Anwendung der Alternative 2 um durchschnittlich 8 m tiefer

liegen als in Alternative 1. Verantwortlich für diesen geringeren Anstieg der Standrohrspiegelhöhen war die höhere Systemabgabe in Knoten 6 (Abb. 4.7-3). Dieser Anstieg war auf die Steigerung der Fördermengen in den Sanierungsbrunnen (Gesamtsteigerung von  $3\text{m}^3/\text{s}$ ) zurückzuführen.

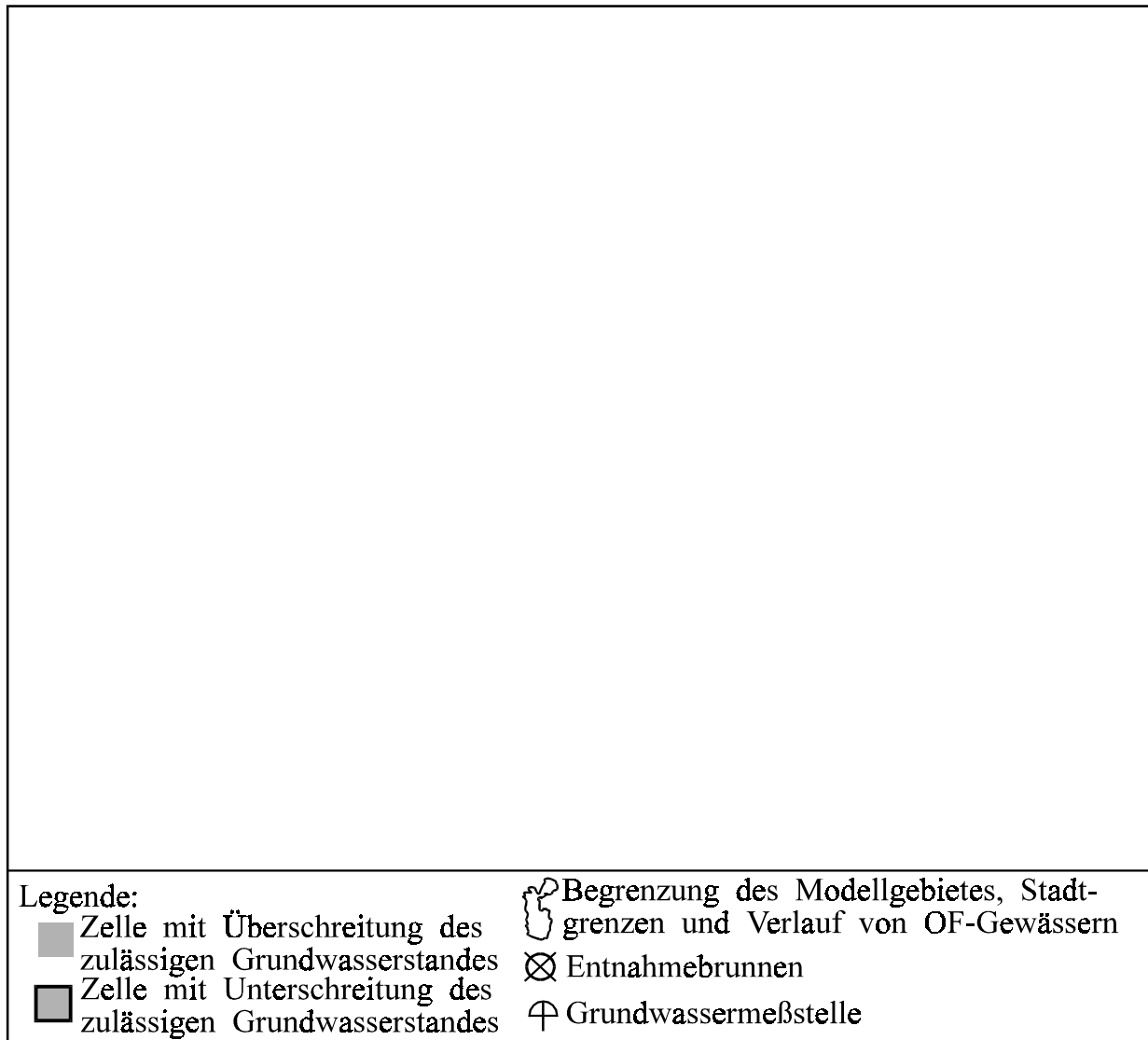


Abb. 4.7-4: Zellen mit Über- bzw. Unterschreitung der zulässigen Grundwasserstände (GOK - 2,0 m bzw. GOK - 40,0 m) für Zeitschritt 10 (Strategie für extreme Trockenperioden - Alternative 1)

Da die Versickerung im Rio San Juan aufgrund des herabgesetzten Durchflusses erheblich zurückging und keine künstliche GW-Anreicherung vorgenommen

wurde, vergrößerte sich im westlichen Stadtbereich der Flurabstand auf ca. 40 m. Im Bezirk San Martin (Anlage 4) sollte eine Umverteilung der GW-Förderung vorgenommen werden, um den starken Abfall der Standrohrspiegel im Nahbereich der Förderbrunnen (Abb. 4.7-4) abzumindern und die Pumpkosten zu begrenzen.

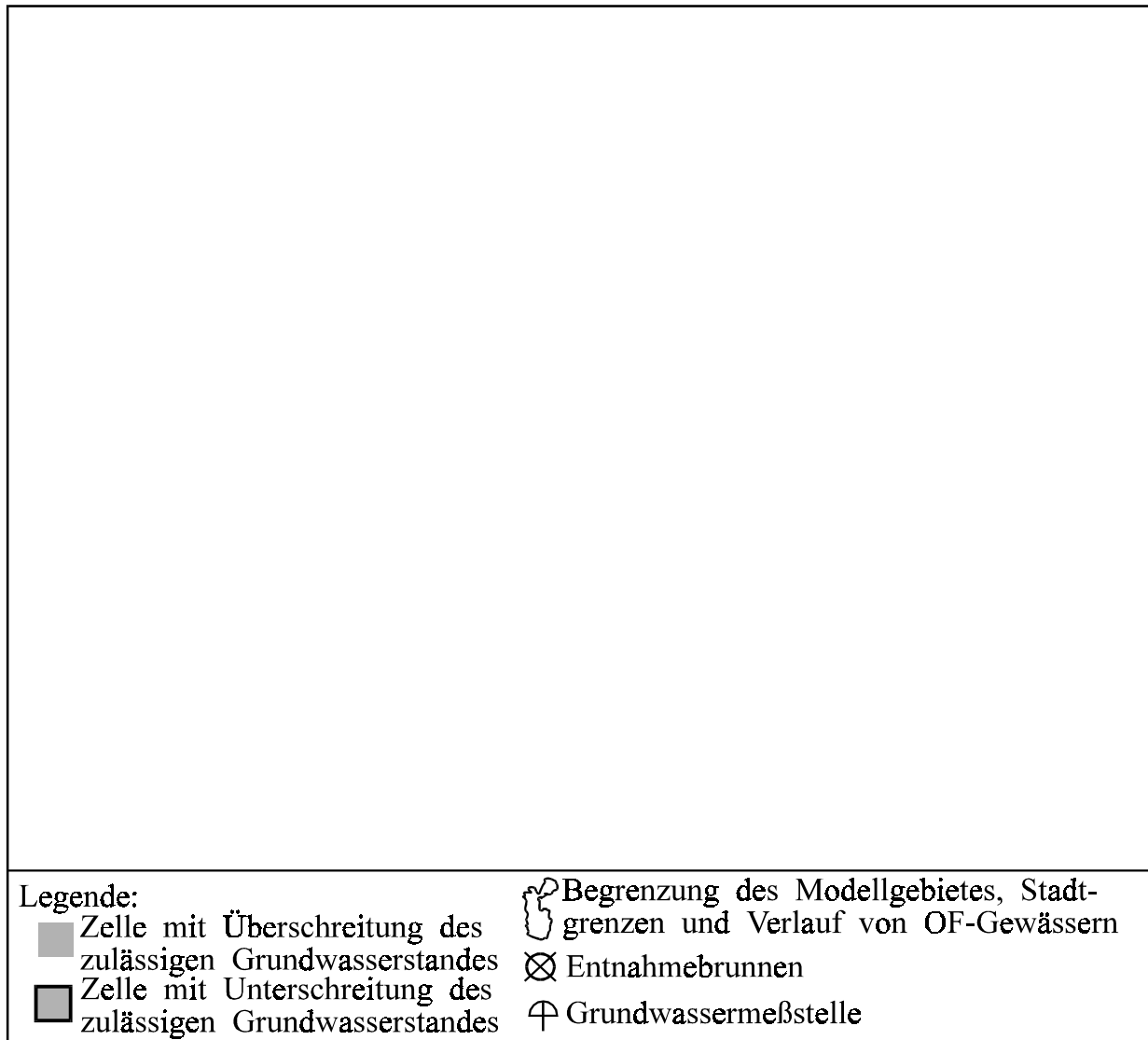


Abb. 4.7-5: Zellen mit Über- bzw. Unterschreitung der zulässigen Grundwasserstände (GOK - 2,0 m bzw. GOK - 40,0 m) für Zeitschritt 10 (Strategie für extreme Trockenperioden - Alternative 2)

Die erarbeiteten Alternativen zeigen, daß auch während einer extremen Trockenperiode eine Bewirtschaftung des Verbundsystems möglich ist. Die langfristigen Ziele der alternativen Strategie müßten hierbei nicht aufgegeben werden. Die Bewässerungsgebiete könnten weiterhin ausreichend mit Wasser versorgt werden (Abb. 4.7-6), da die durch die Minderung des Durchflusses im Rio San Juan gewonnene Wassermenge auf die Bewässerungsgebiete umverteilt werden könnte. Daher würden die Pumpkosten auch während einer Trockenperiode nicht ansteigen (Abb. 4.7-7). Infolge der geringeren Durchflüsse im OF-Verteilungssystem würden sich jedoch die Gewinne aus der Energieproduktion (Abb 4.7-7) von 0,6-0,75 DM/s auf ca. 0,3 DM/s verringern. Beachtenswert ist jedoch, daß die Vernachlässigung der Systemabgabe aus Knoten 6 (OF-Abgabe aus dem Verbundsystem) selbst in Trockenperioden zu einem Grundwasseranstieg und damit zu Vernässungsproblemen führen könnte.

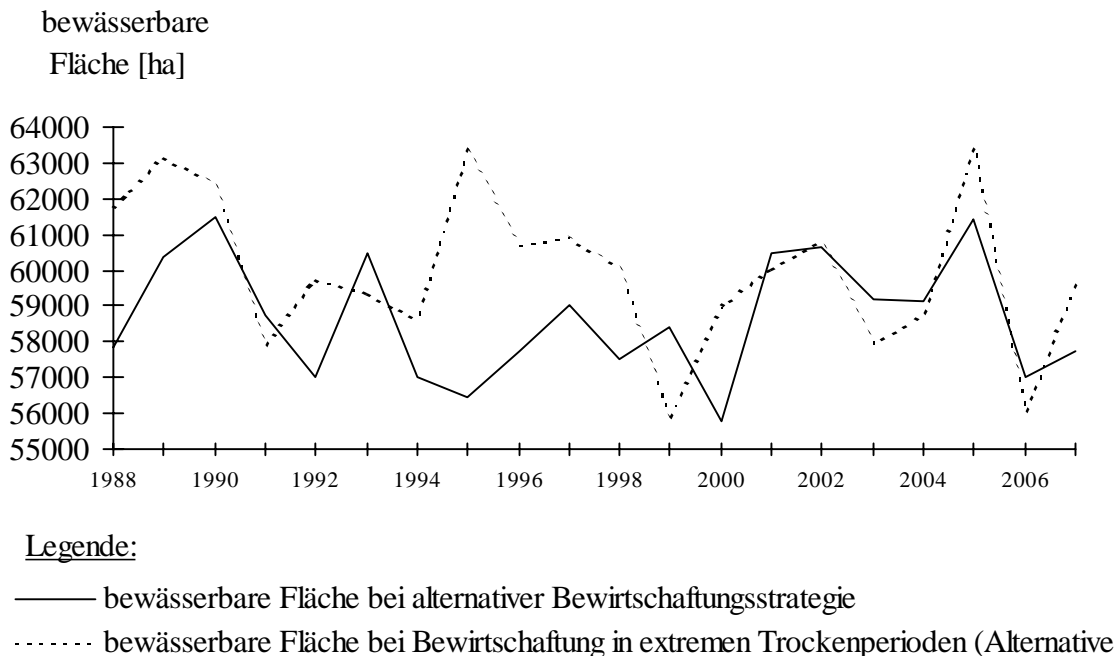


Abb. 4.7-6: Bewässerbare Flächen [ha] bei Anwendung der alternativen Bewirtschaftungsstrategie und einer Strategie für extreme Trockenperioden (Alternative 2)



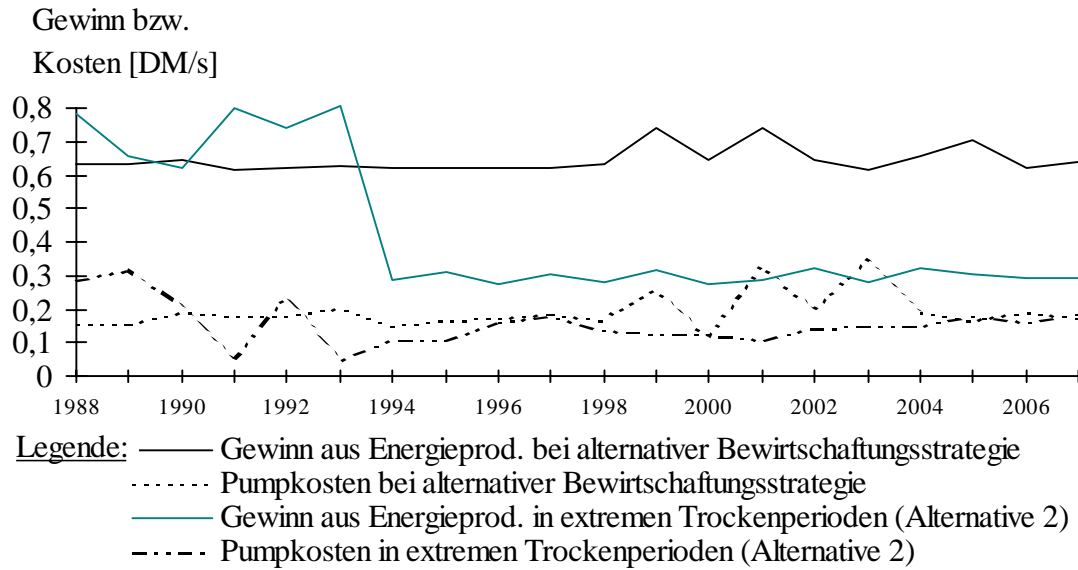


Abb. 4.7-7: Gewinne aus Energieproduktion und Pumpkosten [DM/s] bei Anwendung der alternativen Bewirtschaftungsstrategie und einer Strategie für extreme Trockenperioden (Alternative 2)

Die Entwicklung einer Bewirtschaftungsstrategie für extreme Trockenperioden verdeutlicht die Notwendigkeit, durch Messungen das Systemverhalten zu überwachen, um Veränderungen frühzeitig zu erkennen und Gegenmaßnahmen einleiten zu können.

## **5 Diskussion**

Mit Hilfe des vorgestellten Bewirtschaftungsmodells konnte verdeutlicht werden, daß ein Wassermangel im Projektgebiet von San Juan bei den vorhandenen Speicherkapazitäten und den im Mittel zufließenden Wassermengen nur lokal auftreten kann und durch die Umverteilung des vorhandenen Wassers kurzfristig behebbar ist. Die Aufgabenstellung bestand daher darin, das zufließende Wasser unter Begrenzung der GW-Neubildung durch das System zu leiten, gleichzeitig die Bedürfnisse der Verbraucher zu befriedigen und außerdem die Grundwasserstände auf einem für Bewässerungszwecke optimalen Niveau zu stabilisieren. Daß dieses Ziel durch einen entsprechenden Systembetrieb erreicht werden könnte, wurde nachgewiesen.

Die Deckung des Wasserbedarfs war auch in Trockenperioden möglich, in denen der OF-Zufluß unter die von CORREA (1988) prognostizierten Minimalwerte absinkt.

Wie AFZAL et al. (1992) und TYAGI et al. (1993) demonstrierten, ist eine Bewertung der Bewässerungsgebiete mit Hilfe des erzielbaren Ertrages möglich. Dieser Ansatz wäre im Falle von Trockenperioden hilfreich, da die Gegenüberstellung von Pumpkosten und zu erwartendem Gewinn aus Bewässerungslandwirtschaft eine Entscheidung für oder gegen eine Steigerung der GW-Förderung bzw. den Ausbau der Förderkapazitäten erleichtern würde. Dieses Vorgehen setzt jedoch neben der Kenntnis der Preisentwicklung die Vorhaltung von Daten zur räumlichen und zeitlichen Ausdehnung verschiedener Kulturpflanzen voraus. HEMINGWAY & HARPER (1994) weisen darauf hin, daß die hohe Varianz in Ausdehnung und Lage der Anbauflächen und der Wechsel der Kulturarten auch durch die Auswertung von SPOT- und LANDSAT-Aufnahmen nur schwer erfaßt werden kann. Eine Abschätzung des zu erwartenden Gewinns erfordert zudem eine räumliche Diskretisierung des Projektgebietes,

die es ermöglicht, einzelne Parzellen und den dort praktizierten Kulturwechsel zu erfassen.

Die rechnergestützte Erarbeitung von Bewirtschaftungsstrategien erforderte den in Kap. 3.1 beschriebenen Lernprozeß. Dieser Lernprozeß wurde durch den interaktiven Lösungsansatz des Bewirtschaftungsmodells erleichtert. Auftretende Konfliktsituationen konnten entweder durch Anpassung der eigenen Erwartungswerte (Akzeptanz) oder Änderung von Randbedingungen (Innovation) gelöst werden. Die Visualisierung der Prozeßabläufe verdeutlicht die Auswirkungen getroffener Entscheidungen und fördert damit das von MONARCHI (1972) beschriebene Bestreben der Entscheidungsträger, die Verbundbewirtschaftung weiter zu verbessern. Die auf dem X-Window System aufbauende grafische Benutzeroberfläche bietet Erweiterungsmöglichkeiten zur Beschreibung der innerhalb des OF-Verteilungssystems ablaufenden Prozesse. Die von LOUCKS et al. (1985) befürwortete Visualisierung komplexer Systemabläufe muß unterstützt werden. Nur so können dem Entscheidungsträger Entwicklungstendenzen verdeutlicht werden, was seine Wissensbasis erweitert und somit die Entscheidungsfindung verbessert.

Die Qualität des aus dem GW-Speicher geförderten Wassers konnte berücksichtigt werden. Außerdem wurden die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsstrategien auf die Wasserqualität des GW-Speichers beispielhaft für den Schadstoff Nitrat untersucht.

Für den konkreten Anwendungsfall zeigte sich, daß die Berücksichtigung eines Schadstoffes nicht ausreichend war. In Verbundsystemen arider und semiarider Gebiete müssen weitere Parameter (Pestizide, Salzgehalt etc.) in die Betrachtung eingehen. Dies setzt voraus, daß auch innerhalb des OF-Verteilungssystems diese Parameter mitgeführt und ihre Veränderungen durch Mischungsvorgänge etc. erfaßt werden. Hierzu können die von LATIF & JAMES (1991) vorgestellten Ansätze auf eine regionale Betrachtungsweise erweitert werden.

Dies ist jedoch nur sinnvoll, wenn die zur Beschreibung der Wasserbewegung und des Schadstofftransportes in der ungesättigten Bodenzone notwendigen Daten (Wassergehalt, hydraulische Leitfähigkeit etc.) in entsprechender räumlicher Auflösung zur Verfügung stehen.

LOUIE et al. (1984) benutzten Abwasser zur künstlichen Anreicherung des GW-Speichers. Da die von BRISSAUD et al. (1989) entwickelten Ansätze zur Beschreibung des Schadstofftransportes innerhalb lokaler Wasserkreisläufe für regionale Bewirtschaftungsmodelle nur schwer anwendbar sind, und die Einbringung von Schadstoffen in den GW-Speicher mit langfristigen Risiken verbunden ist, muß ein derartiges Vorgehen abgelehnt werden.

Die Abschätzung des Bilanzvolumens für das GW-Transportmodell war infolge der Datenlage schwierig. Die berechneten Nitratkonzentrationen sind daher mit einer Unschärfe von ca. 25% behaftet (entspricht einem Fehler bei der Festlegung der verschmutzten Aquifertiefe von 10 m). Die vertikale Schadstoffausbreitung konnte nicht berücksichtigt werden, was eine Aussage über die Pumpmöglichkeiten aus verschiedenen Aquifertiefen erschwerte. Dieser Umstand läßt es zukünftig notwendig erscheinen, das im Bereich des GW-Speichers angewandte Strömungs- bzw. Transportmodell auf die Betrachtung dreidimensionaler Probleme auszudehnen.

Durch hohe Partikelzahlen, mit entsprechend niedriger Schadstoffmasse je Partikel konnten die von KINZELBACH (1987) beschriebenen rauen Konzentrationsverteilungen vermieden werden. Die Antwortzeiten des GW-Transportmodells verhinderten jedoch bei mehr als einer Million Partikel (bei Verwendung einer Workstation vom Typ RS 6000 Modell 220 mit 32 MB RAM) die zügige Erarbeitung einer Bewirtschaftungsstrategie. Die Beschreibung der Partikelbewegung wurde jedoch so implementiert, daß eine spätere Portierung auf Parallelrechner realisierbar ist. Damit werden auch bei hohen Partikelzahlen Antwortzeiten im Sekundenbereich möglich sein.

Der bei der Simulation des Schadstofftransportes im GW-Speicher angewendete quasi-dreidimensionale Ansatz für den Austrag von Partikeln aus dem System hat sich trotz der angedeuteten Probleme bewährt. Die von KINZELBACH (1987) geäußerten Bedenken zum Partikelstau im Nahbereich der Förderbrunnen haben sich nicht bestätigt. Durch individuelle Anpassung des Einfangradius konnte diesem Phänomen vorgebeugt werden.

Die Ergebnisse könnten durch die Implementierung einer Funktionalität zwischen Einfangradius, Abstandsgeschwindigkeiten und Fördermengen weiter verbessert werden.

Mit der beschriebenen Methodik konnte ein Ansatz zur Erfassung der Zusammenhänge zwischen OF-Speicher, OF-Verteilungssystem und GW-Speicher vorgestellt und an einem Anwendungsbeispiel getestet werden.

Für die räumliche Diskretisierung des beschriebenen Verbundsystems wurden große Zellabmessungen gewählt. Dies trug dazu bei, daß lokale Effekte, wie die Ausbildung eines Wasserkreislaufes zwischen Brunnenreihen und Kanälen oder die Zuströmung zu den einzelnen Brunnen, nur unzureichend berücksichtigt werden konnten.

Der Anwendungsfall verdeutlichte, daß unter den besonderen Randbedingungen arider und semiarider Gebiete der Interaktion zwischen OF-Gewässern und GW-Speichern eine besondere Bedeutung zukommt. Infolge der oftmals flachen Gewässerquerschnitte und ungünstigen Korngrößenverteilungen kann es zu erheblichen GW-Neubildungsraten im Nahbereich von OF-Gewässern kommen, welche die GW-Neubildung infolge künstlicher GW-Anreicherung weit übertreffen können.

Die Erfassung der GW-Neubildung aus Versickerungsverlusten in OF-Gewässern erfordert daher eine höhere räumliche Auflösung. Auf diesem Wege könnte auch das von RAO (1990) behandelte Phänomen von in die ungesättigte Bodenzone vordringenden Feuchtfronten und die von MOREL-SEYTOUX et

al. (1989) erläuterten Auswirkungen spezieller Bewässerungsverfahren berücksichtigt werden.

Für die Darstellung von Gebietsstrukturen (Stadtgebiet, Bewässerungsgebiete und künstliche GW-Anreicherung) erwies sich die gewählte Auflösung als ausreichend.

Bereits MOREL-SEYTOUX et al. (1985) und MOREL-SEYTOUX & RESTREPO (1986) weisen auf die Wichtigkeit eines modularen und damit erweiterbaren Konzeptes zur Beschreibung von Verbundsystemen hin. Dieser Grundsatz wurde bei dem hier vorgestellten Verfahren berücksichtigt und hat sich bei der Untersuchung des Anwendungsbeispiels bewährt. Der Versuch, komplexe Verteilungsstrukturen und deren Verhalten mit Hilfe vereinfachter Modellkomponenten abzubilden, muß auf der Grundlage der vorliegenden Ergebnisse kritisch beurteilt werden. Das von ANDREU et al. (1992b) beschriebene Verfahren zur Dekomposition von Verteilungsnetzwerken, innerhalb dessen jedes Element des OF-Verteilungssystem anhand vordefinierter Schablonen abgebildet wird, hätte im untersuchten Verbundsystem nicht zum Erfolg geführt, da spezielle Verhaltensmuster und Betriebssystemrestriktionen unberücksichtigt geblieben wären.

Die Einbindung neuer Systembausteine (z.B. zur Beschreibung der Wasserbewegung und des Schadstofftransportes in der ungesättigten Bodenzone oder zur Beschreibung einer speziellen Wasserverteilung in den Bewässerungsgebieten) in das modulare Gesamtkonzept ist ohne Schwierigkeiten realisierbar. Die Programmiersprache C ist für die numerisch mathematische Beschreibung von Verteilungsnetzwerken nur bedingt einsetzbar, da die software-technische Entwicklung von Systembausteinen (Kap. 3.2.4) mit klar beschriebenen Verhaltensmustern und definierten Eingabedaten schwierig ist. Für die Beschreibung von Systembausteinen sollten zukünftig Entwicklungswerkzeuge eingesetzt

werden, die in ihren Grundzügen die von POUGET & DEZETTER (1993) beschriebenen Konzepte beinhalten. Für die Beschreibung eines wasserwirtschaftlichen Verteilungssystems auf Guadeloupe setzten sie die Hochsprache EIFFEL (MEYER, 1990) mit Erfolg ein. Hierdurch konnten die Systembausteine des OF-Verteilungssystems als Komponenten in ein Decision Support System integriert werden.

In den zuvor behandelten Abschnitten dieses Kapitels wurde erkennbar, daß der Bereitstellung der notwendigen Datenbasis eine besondere Bedeutung zukommt. Nur eine spätere Kontrolle des zuvor prognostizierten Systemverhaltens erlaubt die Korrektur der getroffenen Entscheidungen (Fortführung des eigenen Lernprozesses) bzw. eine Verbesserung der eingesetzten numerischen Modelle (Minderung der Modellunsicherheit). Eine praktische Anwendung des vorgestellten Bewirtschaftungsmodells setzt daher ein funktionierendes Meßstellen-netz voraus.

Nur so könnten stochastische Belastungen der Strategie (Abfolge von Dürre-jahren) in ihrer Ausprägung und ihren Auswirkungen erfaßt werden. In der vorgelegten Arbeit bleibt es dem Anwender überlassen derartige Einflüsse als Systembelastungen in seine Untersuchungen einzuarbeiten.

Die Fülle des originären Datenmaterials (Information über zurückliegende Systemzustände und den aktuellen Systemzustand) sowie die Parameter des berechneten zukünftigen Systemzustandes müssen für eine spätere Darstellung und Analyse aufbereitet werden. Dies wurde im vorliegenden Fall durch ein automatisiertes Verfahren unter Zuhilfenahme eines Tabellenkalkulations-programmes durchgeführt. Eine Kopplung mit Geographischen Informationssystemen wäre jedoch sinnvoll, da hierdurch Fehler im originären Datenmaterial durch Verknüpfung verschiedener Informationsquellen und Visualisierungstechniken schneller erkannt und berichtigt werden könnten (GUSTAFSSON, 1993; BISHOP et al., 1993).

Wie bereits FÜRST (1990) bzw. FÜRST et al. (1993) betonen, hat die Einbettung des Datenbestandes in ein Geographisches Informationssystem den weiteren Vorteil einer klaren Abgrenzung der Datenbestände verschiedener Strategien und Alternativen untereinander. Diese Abgrenzung unterschiedlicher Szenarien unterstützt die Entscheidungsfindung und ermöglicht im Falle eines Strategiewechsels die Begründung desselben.

Das vorgestellte Anwendungsbeispiel im Projektgebiet von San Juan/Argentinien zeigt, daß mit Hilfe der entwickelten Methodik das Verhalten von Verbundsystemen durch eine Kopplung numerischer Modelle abbildbar ist. Für die Entwicklung langfristiger Bewirtschaftungsstrategien können die dominanten Bewirtschaftungsziele berücksichtigt und anhand eines festen Bewertungsschemas auf die Erreichung der geäußerten Erwartungswerte hin untersucht und verglichen werden.

Für verschiedene Randbedingungen und Eingangsparameter konnten Bewirtschaftungsstrategien erarbeitet werden, die auf der Grundlage einer langfristigen Qualitätssicherung der Ressource Wasser die Nutzungsmöglichkeiten des Verbundsystems aufzeigen.





## **6 Zusammenfassung**

Das in ariden und semiariden Gebieten begrenzte Wasserdargebot ist gezielt zu bewirtschaften, um auch langfristig eine quantitativ und qualitativ zufriedenstellende Wasserversorgung zu gewährleisten.

Die vorliegende Arbeit befaßt sich daher mit der Entwicklung langfristiger Bewirtschaftungsstrategien für Verbundsysteme (gekoppelte Systeme aus OF-Speicher, OF-Verteilungssystem und GW-Speicher). Die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsstrategien auf die Wasserqualität des GW-Speichers wurden in den Mehrzielentscheidungsprozeß einbezogen.

Zunächst wurden der Aufbau, die Verknüpfungen und die einzelnen Wirkungskreise derartiger Systeme beschrieben. Die verschiedenen Konzepte zur mathematischen Beschreibung von Verbundsystemen wurden ausführlich dargestellt und die Ansätze zur Lösung unterschiedlichster Fragestellungen erörtert. Hieraus wurde die Notwendigkeit einer neuen Methodik zur Berücksichtigung der Grundwasserqualität innerhalb des Mehrzielentscheidungsprozesses abgeleitet und ein Anforderungsprofil für diese Methodik definiert.

Für die Beschreibung des Entscheidungsprozesses wurde ein gedankliches Grundkonzept vorgestellt und die Lösung von Konfliktsituationen innerhalb dieses Konzeptes beschrieben.

Für die Abbildung von OF-Verteilungsnetzwerken wurden entsprechende Modellbausteine entwickelt und mit den Modellen zur Beschreibung der Grundwasserströmung bzw. zur Beschreibung des Schadstofftransportes im Grundwasser gekoppelt.

Die verschiedenen Teilmodelle wurden in ein ereignisgesteuertes Bewirtschaftungsmodell eingebettet. Der interaktive Lösungsansatz dieses Bewirtschaftungsmodells bietet die Möglichkeit, den Bewirtschaftungsprozeß des

Verbundsystems nachzuvollziehen, verschiedene Bewirtschaftungsalternativen in ihren Auswirkungen zu untersuchen und gegebenenfalls durch Änderung der Systemparameter und Randbedingungen zu verbessern. Die alternativen Bewirtschaftungsstrategien konnten hierbei anhand eines festen Bewertungsschemas in ihrer Erreichung der dominanten Bewirtschaftungsziele verglichen werden.

Die Anwendbarkeit der entwickelten Methodik wurde am Beispiel eines Verbundsystems am Unterlauf des Rio San Juan in Argentinien geprüft.

Im Rahmen der Untersuchung wurden die zu erwartenden Auswirkungen der derzeit praktizierten Verbundbewirtschaftung herausgearbeitet und dargestellt. Demnach würde eine Beibehaltung der aktuellen Strategie zu Vernässungsproblemen und einer weiträumigen Bodenversalzung in den Bewässerungsgebieten führen.

Daher wurde eine alternative Strategie zur langfristigen Stabilisierung der Grundwasserstände auf einem für die Bewässerungslandwirtschaft optimalen Niveau erarbeitet. Außerdem konnten anhand des Bewirtschaftungsmodells Lösungsansätze für eine Systembewirtschaftung in extremen Trockenperioden aufgezeigt werden.

Die bei der Untersuchung des Anwendungsfalles erzielten Ergebnisse wurden diskutiert. Hieraus wurden zukünftige Erweiterungsmöglichkeiten für die verschiedenen Teilmodelle und deren Kopplung abgeleitet.

Durch Anwendung des vorgestellten Bewirtschaftungsmodells konnte das Systemverhalten von Verbundsystemen infolge einer langfristigen Bewirtschaftungsstrategie untersucht werden. Eine zielgerichtete Steuerung derartiger Systeme scheint möglich. Damit könnte zu einer langfristigen quantitativen und qualitativen Sicherung der Wasserressourcen in ariden und semiariden Gebieten beigetragen werden.

## **7 Verzeichnisse**

### **7.1 Literaturverzeichnis**

ABDULRAZZAK, J. M. und H.-J. MOREL-SEYTOUX (1983):  
Recharge From Ephemeral Stream Following Wetting Front Arrival to Water Table. Water Resources Research, Vol. 1, No. 4, 194-200.

AFZAL, J., D.H. NOBLE und E.K. WEATHERHEAD (1992):  
Optimization Model for Alternative Use of Different Quality Irrigation Waters. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, Vol. 118, No. 2, 218-228.

ANDERSON, R.L. (1968):  
A simulation program to establish optimum crop patterns on irrigated farm based on preseasons estimates of water supply. American Journal of Agricultural Engineering, Vol. 50, 1586-1590.

ANDREU, J. (1983):  
Modelos agregados y distribuidos. Modelos unicelulares. Modelos Glover-Jenkins.  
In: Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas. Servicio Geológico de Obras Públicas y Universidad Politécnica de Valencia, Madrid, Spanien.

ANDREU, J. (1989):  
Optimization and Simulation Models applied to the Segura Water Resources System. Proceedings of NATO Advanced Study Institute on „Stochastic Hydrology in Water Resources Systems: Simulation and Optimization“. Sept. 18.-29., Peñíscola, Spanien.

ANDREU, J. und J. MARCO (1983):  
El modelo USOCON de simulación de utilización conjunta de una cuenca.  
In: Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas. Servicio Geológico de Obras Públicas y Universidad Politécnica de Valencia, Madrid, Spanien.

ANDREU, J., J. FERRER, T. ESTRELA und J. FERRER (1986):  
Management of a coastal aquifer with saline intrusion: The case of La Plana de Castellon (Spain). In: Conjunctive Water Use. IAHS Publications, No. 156, 523-534.

ANDREU, J. und A. SAHUQUILLO (1987):  
Efficient Aquifer Simulation in Complex Systems. Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE, Vol. 113, No. 1, 110-129.

ANDREU, J., J. CAPILLA und J. FERRER (1992a):  
Modelo SIMGES de Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos, incluyendo Utilización Conjunta. Manual del Usuario. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, Spanien.

ANDREU, J., CAPILLA, J. und E.SANCHIS (1992b):  
AQUATOOL: A Computer Assisted Support System for Water Resources Research Management Including Conjunctive Use. In: Decision Support for Water Resources Planning and Management. NATO ASI Series, 341-364.

BAZARAA, M.S. und J. JARVIS (1977):  
Linear programming and Network Flows. John Wiley & Sons.

BEAR, J. (1979):  
Hydraulics of Groundwater. McGraw Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering; New York.

BILLIB, M., P.W. BOOCHS, A. MATHEJA und B. RUSTEBERG (1995):  
Interactive Management of a Conjunctive Use System Considering Quality Aspects. Proceedings of the IAHS Symposium Modelling and Management of Sustainable Basin-Scale Water Resources Systems, Boulder/CO, USA.

BISHOP, M.P., J.L. WARD, B.R. QUAYLE, M.J. BARTON und N. STADNYK (1993):  
GIS Analysis of Groundwater Pollution Sources. ARC News, Vol. 15, No. 2, 11.

BOGARDI, J. und L. DUCKSTEIN (1992):  
Interactive Multiobjective Analysis Embedding the Decision Maker`s Implicit Preference Function. Water Resources Bulletin, Vol. 28, No. 1, 1-14.

BRAIN, MARSHALL (1992):  
Motif programming: the essentials - and more. Digital Press; Burlington.

BREDEHOEFT, J.D. und R.A. YOUNG (1983):

Conjunctive Use of Groundwater and Surface Water for Irrigated Agriculture: Risk Aversion. *Water Resources Research*, Vol. 19, No. 5, 1111-1121.

BRISSAUD, F., F. LEFEVRE und J. JOSEPH (1989):  
Waste water, infiltration-percolation for aquifer recharge or water re-use.  
IAHS Publications, No. 188, 443-455.

BUGNER, C. und R. MULL (1988):  
Konzeptmodell zur Beschreibung des Stofftransports in Grundwassersystemen.  
Abschlußbericht zum DFG-Forschungsvorhaben Mu 440/9. Institut für  
Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität  
Hannover.

BURAS, N. (1963):  
Conjunctive Operation of Dams and Aquifers. *Journal of the Hydraulics  
Division, ASCE*, Vol. 89, No. HY6, 111-131.

BURAS, N. und W.A. HALL (1961):  
An Analysis of Reservoir Capacity Requirements for Conjunctive Use of  
Surface and Groundwater Storage. *International Association of Scientific  
Hydrology*, Vol. 57, 556-563.

CHAUDHRY, M.T. (1973):  
Conjunctive Use of Indus Basin Waters - Pakistan. Thesis, Colorado State  
University, Fort Collins, Colorado, USA.

CHAUDHRY, M.T., J.W. LABADIE, W.A. HALL und M.L. ALBERTSON  
(1974):  
Optimal Conjunctive Use Model for Indus Basin. *Journal of the Hydraulics  
Division, ASCE*, Vol. 100, No. HY5, 667-687.

CORREA, N. R. (1988):  
Optimale Betriebsregeln für die Verbundbewirtschaftung von Oberflächen- und  
Grundwasserspeichern. *Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft,  
Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Heft  
68; Hannover.*

CRAS (1977):  
Balance de Agua para uso agrícola - Valle de Tulum - San Juan 1975-1976.  
Centro Regional de Agua Subterránea, P-172, San Juan, Argentinien.

CRAS (1978):

Balance de Agua para uso agrícola - Valle de Tulum - San Juan 1976-1977. Centro Regional de Agua Subterránea, P-181, San Juan, Argentinien.

CRAS (1982):

Uso Conjunto del Agua superficial y subterránea - Valles de Tulum, Ullum y Zonda - Provincia de San Juan. Centro Regional de Agua Subterránea, DI-61, San Juan, Argentinien.

CRAS (1985):

Analisis del Contenido de Nitrato y otros Parametros indicadores de Contaminación del Agua Subterránea en el Area de Acuífero libre del Valle de Tulum. Centro Regional de Agua Subterránea, P-276, San Juan, Argentinien.

CRAS (1986a):

Evaluación de la Problemática relacionada con el Comportamiento de los Niveles freaticos en las Cuencas subterráneas de Tulum. Centro Regional de Agua Subterránea, DI-45, San Juan, Argentinien.

CRAS (1986b):

Actualización de la Geología de Subsuelo del Valle de Tulum - Prov. de San Juan. Centro Regional de Agua Subterránea, Publicacion P-274, San Juan, Argentinien.

CRAS (1992):

Base de Datos hidrogeológica e hidroquímica para Aqua subterránea. Centro Regional de Agua Subterránea, Publicacion DI-181, San Juan, Argentinien.

DANSKIN, W.R. und S.M. GORELICK (1985):

A Policy Evaluation Tool. Management of a Multiaquifer System Using Controlled Stream Recharge. Water Resources Research, Vol. 21, No. 11, 1731-1747.

DOUGLAS, J. und H.H. RACHFORD (1956):

On the numerical solution of heat conduction problems in two or three space variables. Transactions of the American Mathematical Society, Vol. 82, 421-439.

DREIZIN, Y.C. (1975):

Applications of the superposition approach to the modeling and management of ground and surface water resources. Thesis, System Engineering Department, Case Western Reserve University, Cleveland, Ohio, USA.

DUCKSTEIN, L., GERSHON, M. und R. McANIFF (1981):  
Development of the Santa Cruz River Basin: a Comparison of Multicriterion Approaches. Final Report to the Engineering Experiment Station, College of Engineering, Report #51, University of Arizona, Tucson, USA.

FERGUSON, P.M. (1993):

Motif Reference Manual for OSF/Motif Release 1.2.

The Definitive Guides to the X Window System, Vol. 6b, O'Reilly & Associates Inc., Sebastopol, Kalifornien, USA.

FERRER, J. und F. RAMOS (1983):

Simulation of saltwater-fresh water interface motion.

Water Resources Research, Vol. 19, No. 1, 61-68.

FÜRST, J. (1990):

Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme. Wiener Mitteilungen. Wasser - Abwasser - Gewässer. Band 93.

FÜRST, J., G. GIRSTMAYER und H.P. NACHTNEBEL (1993):

Application of GIS in Decision Support Systems for groundwater management. IAHS Publications, No. 211, 13-21.

GERSHON, M., L. DUCKSTEIN und R. McANIFF (1982):

Multiobjective River Basin Planning With Qualitative Criteria. Water Resources Research, Vol. 18, No. 2, 193-202.

GERSHON, M. und L. DUCKSTEIN (1983):

Multiobjective Approaches to River Basin Planning. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 109, No. 1, 13-28.

GUPTA, R.S. und A.S. GOODMAN (1985):

Ground-Water Reservoir Operation for Drought Management. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 111, No. 3, 303-320.

GUPTA, P., S.D. KHEPAR und M.P. KAUSHAL (1987):

Conjunctive Use Approach for Management of irrigated Agriculture. Journal of Agricultural Engineering, Vol. 24, No. 3, 307-316.

GUSTAFSSON, P. (1993):

High resolution satellite imagery and GIS as a dynamic tool in groundwater exploration in a semi-arid area. IAHS Publications, No. 211, 93-100.



HAIMES, Y.Y. und Y.C. DREIZIN (1977):  
Management of Groundwater and Surface Water Via Decomposition. Water Resources Research, Vol. 13, No. 1, 69-77.

HELLER, D. und P.M. FERGUSON (1993):  
Motif Programming Manual for OSF/Motif Release 1.2.  
The Definitive Guides to the X Window System, Vol. 6a, O'Reilly & Associates Inc., Sebastopol, Kalifornien, USA.

HEMINGWAY, R. und R. HARPER (1994):  
Developing an Irrigated Areas Database in the Methow Valley. ARC News, Vol. 16, No.2, 21.

ILLANGASEKARE, T. und H.-J. MOREL-SEYTOUX (1982):  
Stream-Aquifer Influence Coefficients as Tools for Simulation and Management.  
Water Resources Research, Vol. 18, No. 1, 168-176.

ILLANGASEKARE, T. und H.-J. MOREL-SEYTOUX (1983):  
Evaluation Strategies of Flow Augmentation by Pumped Groundwater and through Aquifer Recharge using a Mathematical Model of the South Platte Stream-Aquifer System. Hydrowar Program Report. Colorado Water Resources Research Institute, Fort Collins, Colorado, USA.

ITO, K. (1951):  
On stochastic differential equations. American Mathematical Society, New York.

JOHNSTON, P.R., E.M. LAURENSEN und D.T. HOWELL (1973):  
A Design Procedure for the Conjunctive Use of Surface and Groundwater Storages. Australian Water Resources Council, Technical Paper No. 3, Canberra, Australien.

KINZELBACH, W. (1986):  
Groundwater Modeling: An Introduction with Sample Programs in BASIC. Development in Water Sciences, No. 25, Elsevier, Amsterdam.

KINZELBACH, W. (1987):  
Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. Oldenbourg Verlag, München-Wien.

LATIF, M. und L.D.J. JAMES (1991):

Conjunctive Water Use to control Waterlogging and Salinization. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 117, No. 6, 611-628.

LECHER, K., A. SAHUQUILLO, J. ANDREU, W. FERREIRA, J.C. EDER, M. BILLIB, P.W. BOOCHS, R.RUSTEBERG und A. MATHEJA (1993):  
Optimal Management of Surface and Underground Reservoirs (Conjunctive Use) for Irrigation. Forschungsbericht im STD2-Programm (TS2\*-A-0318) der Europäischen Gemeinschaft.

LOUCKS, D.P., J. KINDLER und K. FEDRA(1985):  
Interactive water resources modeling and model use: An overview.  
Water Resources Research, Vol. 21, No. 2, 95-102.

LOUIE, P.W.F., W.W.-G. YEH und N.-S. HSU (1984):  
Multiobjective Water Resources Management Planning. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 110, No. 1, 39-56.

MADDOCK, T. III (1972 ):  
Algebraic Technological Function from a Simulation Model. Water Resources Research,  
Vol. 8, No. 1, 124-139.

MADDOCK, T. III (1974):  
The Operation of a Stream-Aquifer System Under Stochastic Demands. Water Resources Research, Vol. 10, No. 1, 1-10.

MALE, J.W. und F.A. MUELLER (1992):  
Model for Prescribing Ground-Water Use Permits. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 118, No. 5, 543-561.

MATSUKAWA, J., B.A. FINNEY und R. WILLIS (1992):  
Conjunctive-Use Planning in Mad River basin, California. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 118, No. 2, 115-132.

McDONALD, M.G. und A.W. HARBAUGH (1984):  
A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model.  
U.S. Department of the Interior, USGS National Center, Reston, Virginia, USA.

MEYER, B. (1990):

Conception et Programmation par Objets, Pour Du Logiciel de Qualité.  
InterEditions le Monde Informatique (1989) Dossier 'Approche Objet: Mode ou Révolution?'. Le Monde Informatique, No. 376, 16-31.

MONARCHI, D.E. (1972):

Interactive Algorithm for Multiple Objective Decision Making.  
Technical Report No. 6, Hydrology and Water Resources Department,  
University of Arizona, Tucson, Arizona, USA.

MONARCHI, D.E., C.C. KISIEL und L. DUCKSTEIN (1973):

Interactive Multiobjective Programming in Water Resources: A Case Study.  
Water Resources Research, Vol. 9, No. 4, 837-850.

MONARCHI, D.E., J.E. WEBER und L. DUCKSTEIN (1975):

An Interactive Multiple Objective Decision Making Aid Using Non-Linear  
Goal Programming.

Proceedings of the XXII International TIMS Convention, Kyoto, Japan, 120-  
137.

MOREL-SEYTOUX, H.J.(1984):

Optimal Operation of Surface and Ground Waters for Pollution Dilution and  
Groundwater Modeling for Management: Perspective, Method and Illustration.  
Hydrowar Program Report. Colorado Water Resources Research Institute, Fort  
Collins, Colorado, USA.

MOREL-SEYTOUX, H.J.; R.I. RESTREPO und R.M.D. RATHNAYAKE  
(1985):

S.A.M.S.O.N.: Executive Summary, Description of Samson Computer System,  
General Flow Chart, Flow Charts for Thirteen Basic Blocks and Subroutine  
Documentation. Interim report for FY1984-1985. Hydrowar Program Report.  
Colorado Water Resources Research Institute, Fort Collins, Colorado, USA.

MOREL-SEYTOUX, H.J. und R.I. RESTREPO (1986):

SAMSON: A model for conjunctive operation of surface and groundwaters.  
In: Conjunctive Water Use. IAHS Publications, No. 156, 415-423.

MOREL-SEYTOUX, H.J., C. MIRACAPILLO und M.J. ABDULRAZZAK  
(1989):

Distribution of aquifer recharge from a circular spreading basin under transient  
operations. IAHS Publications, No. 188, 67-76.

MURTAGH, B.A. und M.A. SAUNDERS (1983):

MINOS 5.0 user's guide. Technical Report SOL 83-20, Department of  
Operations Research, Stanford University, Stanford, Kalifornien, USA.

NOEL, J.E., B.D. GARDNER und C.V. Moore (1980):  
Optimal regional conjunctive water management. American Journal of  
Agricultural Economics, Vol. 62, 489-498.

NOEL, J.E. und R.E. HOWITT (1982):  
Conjunctive Multibasin Management: An Optimal Control Approach. Water  
Resources Research, Vol. 18, No. 4, 753-763.

NYE, A. (1993):  
Xlib Programming Manual for Version 11.  
The Definitive Guides to the X Window System, Vol. 1, O'Reilly & Associates  
Inc., Sebastopol, Kalifornien, USA.

NYE, A. (1993):  
Xlib Reference Manual for Version 11.  
The Definitive Guides to the X Window System, Vol. 2, O'Reilly & Associates  
Inc., Sebastopol, Kalifornien, USA.

NYE, A. und T. O'REILLY (1993):  
X Toolkit Intrinsic Programming Manual. OSF/Motif 1.2 Edition for X11,  
Release 5.  
The Definitive Guides to the X Window System, Vol. 4, O'Reilly & Associates  
Inc., Sebastopol, Kalifornien, USA.

ONTA, P.R. (1991):  
Planning and management models for the conjunctive use of surface and ground  
water resources under uncertainty. Thesis, Asian Institute of Technology,  
Bangkok, Thailand.

ONTA, P.R., A.D. GUPTA und R. HARBOE (1991):  
Multistep Planning Model for Conjunctive Use of Surface- and Ground-Water  
Resources. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 117,  
No. 6, 662-678.

PEACEMAN, D.W. und H.H. RACHFORD (1955):  
The numerical solution of parabolic and elliptical difference equations. Journal  
of the Society for Industrial and Applied Mathematics. Vol. 3, No. 11, 28-41.

PIELKE, M. (1992):  
Bewirtschaftung des Grundwassers urbaner Räume. Mitteilungen des Institutes  
für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau,  
Universität Hannover, Heft 78.

POUGET, J.C. und A. DEZETTER (1993):

Water resources management in a tropical island environment. The case of Guadeloupe.

IAHS Publications, No. 216, 365-374.

PRICKETT, T.A., NAYMIK, T.G. und C.G. LONNQUIST (1981):

A "Random-Walk" Solute Transport Model for Selected Groundwater Quality Evaluations. Bulletin 65, Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois.

RAO, N.H. (1990):

Seepage losses from canal irrigation schemes. Influence of surface and subsurface conditions and implications for conjunctive use. Water Resources Development, Vol. 6, No. 1, 55-59.

RECHENBERG (1973):

Evolutionsstrategie. Problemata Nr. 15, Frommann-Holzboog Verlag, Stuttgart.

REMSON, I., G.M. HORNBERGER und F. MOLTZ (1971):

Numerical methods in subsurface hydrology. John Wiley, New York.

SAHUQUILLO, A. (1983):

An eigenvalue numerical technique for solving unsteady linear groundwater models continuously in time. Water Resources Research, Vol. 19, No. 1, 87-93.

SAHUQUILLO, A. und A. SANCHEZ (1983):

Metodologia para la Realización de Estudios de Utilización Conjunta de Aguas Superficiales y Aguas Subterráneas. Boletín de Estudios e Informaciones Nr. 43 Servicio Geológico, MOPU, Madrid, Spanien.

STANSBURY, J., W. WOLDT, I. BOGARDI und A. BLEED (1991):

Decision Support System for Water Transfer Evaluation. Water Resources Research, Vol. 27, No. 4, 443-451.

STOTT, P.C. (1986):

Environmental aspects of a conjunctive use scheme in the Oundle Division of Anglian Water. In: Conjunctive Water Use. IAHS Publications, No. 156, 451-461.

SUTANTO, A.A. (1986):

Development of an Interactive Decision Model for Multiobjective Water Resources Planning.

Thesis, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.

- TRILLA, J. und J. ESTALRICH (1993):  
Evaluating Artificial Recharge Needs of Aquifer. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 119, No. 5, 563-571.
- TYAGI, N.K., K.C. TYAGI, N.N. PILLAI und L.S. WILLARDSON (1993):  
Decision support for irrigation system improvement in saline environment. *Agricultural Water Management*, Vol. 23, 285-301.
- UFFINK, G.J.M. (1988):  
Modeling of solute transport with the random walk method. *Groundwater Flow and Quality Modeling*. In: NATO ASI Series, Series C: Mathematical and Physical Science. 224, 95-110.
- UFFINK, G.J.M. (1990):  
Analysis of Dispersion by the Random Walk Method. Thesis, Technische Universität Delft, Delft, Niederlande.
- VICTORIA, J. (1992):  
Grunddaten zum Verbundsystem San Juan/Argentinien. Persönliche Mitteilung.
- WOLDT, W.E. (1986):  
A linearized model for management of a surface-groundwater system in the tri-county area of south central Nebraska. Thesis, University of Nebraska, Lincoln, USA.
- YOUNG, R.A. und J.D. BREDEHOEFT (1972):  
Digital Computer Simulation for Solving Management Problems of Conjunctive Groundwater and Surface Water Systems. *Water Resources Research*, Vol. 8, No. 3, 533-556.
- YU, W. und Y.Y. HAIMES (1974):  
Multilevel Optimization for Conjunctive Use of Groundwater and Surface Water. *Water Resources Research*, Vol. 10, No. 4, 625-636.

## 7.2 **Abbildungs- und Tabellenverzeichnis**

	Seite
Abb. 1.2-1: Elemente eines Verbundsystems	101
Abb. 3.2.4-1: Abdeckung des Wasserbedarfs von Haushaltungen, Industrie, Bewässerung und künstlicher GW-Anreicherung	138
Abb. 3.3.1-1: Bilanz an einer Zelle mit Bezeichnung der Knoten	143
Abb. 3.3.2-1: Berücksichtigung von In-/Exfiltrationen aus/in OF-Gewässer	147
Abb. 3.4.4-1: Grenzradien für die Modellierung des Schadstoffeinfangs an Entnahmebrunnen	158
Abb. 3.4.4-2: Grenzradien für die Erfassung des Schadstoffaustrags in OF-Gewässer	159
Abb. 3.5-1: Grafische Benutzeroberfläche zur Verknüpfung der Simulationsmodelle und Funktionen zur Veränderung der zugrundegelegten Datenbasis	160
Abb. 3.5-2: Interaktive Modellstruktur durch Verwendung des X-Toolkits	162
Abb. 3.5-3: Algorithmus zur Erarbeitung neuer Bewirtschaftungsalternativen bzw. zur Verbesserung bereits bestehender Alternativen	163
Abb. 4.1.1-1: Geographische Lage des Projektgebietes	169
Abb. 4.1.1-2: Projektgebiet San Juan	171
Abb. 4.3-1: Aufbau des OF-Verteilungsnetzwerkes	180
Abb. 4.4-1: kf-Werteverteilung [m/s]	185
Abb. 4.5-1: Zielerreichungsgrade $dt$ [-] für die aktuelle Bewirtschaftungsstrategie	189
Abb. 4.5-2: Zellen mit Überschreitung der zulässigen Grundwasserstände (GOK-2,0m) für Zeitschritt 10	190
Abb. 4.5-3: Nitratkonzentrationen nach 15 Jahren (im Jahr 2002) [mg/l]	192
Abb. 4.5-4: Nitratkonzentrationen nach 20 Jahren (im Jahr 2007) [mg/l]	192

	Seite
Abb. 4.5-5: Zellen mit Überschreitung der zulässigen Nitratkonzentration von 50mg/l (beispielhaft für Zeitschritt 2 dargestellt)	193
Abb. 4.6-1: Zielerreichungsgrade $dt$ [-] für die alternative Bewirtschaftungsstrategie	196
Abb. 4.6-2: Zellen mit Über- bzw. Unterschreitung der zulässigen Grundwasserstände (GOK-2,0m) für Zeitschritt 10	197
Abb. 4.6-3: Vergleich zwischen den Pumpkosten der aktuellen und alternativen Bewirtschaftungsstrategie	198
Abb. 4.6-4: Aufteilung der Pumpkosten in der alternativen Bewirtschaftungsstrategie	198
Abb. 4.6-5: Standrohrspiegelhöhen an den Meßstellen M1 und M2 infolge aktueller und alternativer Bewirtschaftungsstrategie	200
Abb. 4.6-6: Mittlere Nitratkonzentrationen [mg/l] an den Meßstellen M1 und M2 infolge aktueller und alternativer Bewirtschaftungsstrategie	201
Abb. 4.7-1: Standrohrspiegelhöhen an den Meßstellen M1 und M2 für die Verbundbewirtschaftung in extremen Trockenperioden	204
Abb. 4.7-2: Zielerreichungsgrade $dt$ [-] für die Fortführung der aktuellen Strategie in extremen Trockenperioden	205
Abb. 4.7-3: OF-Abgabe aus dem Verbundsystem über Knoten 6 für Alternative 1 und 2	206
Abb. 4.7-4: Zellen mit Über- bzw. Unterschreitung der zulässigen Grundwasserstände (GOK - 2,0 m bzw. GOK - 40,0 m) für Zeitschritt 10 (Strategie für extreme Trockenperioden - Alternative 1)	207
Abb. 4.7-5: Zellen mit Über- bzw. Unterschreitung der zulässigen Grundwasserstände (GOK - 2,0 m bzw. GOK - 40,0 m) für Zeitschritt 10 (Strategie für extreme Trockenperioden - Alternative 2)	208
Abb. 4.7-6: Bewässerbare Flächen [ha] bei Anwendung der alternativen	



	Seite
Bewirtschaftungsstrategie und einer Strategie für extreme Trockenperioden (Alternative 2)	209
Abb. 4.7-7: Gewinne aus Energieproduktion und Pumpkosten [DM/s] bei Anwendung der alternativen Bewirtschaftungsstrategie und einer Strategie für extreme Trockenperioden (Alternative 2)	210
<hr/>	
Tab. 4.1.1-1: Charakteristika des Verbundsystems (mittlere Jahreswerte)	170
Tab. 4.1.2-1: Mittlere monatliche OF-Speicherabgaben für Bewässerung (CRAS, 1986,a)	172
Tab. 4.1.2-2: Aufteilung der OF-Speicherabgabe auf die Primärkanäle (VICTORIA, 1992)	172
Tab. 4.1.2-3: Mittlerer monatlicher Bewässerungsbedarf in den Bewässerungsgebieten	173
Tab. 4.1.3-1: Künstliche GW-Anreicherung als Mittel der Jahre 1985, 1986 und 1987 nach VICTORIA (1992)	174
Tab. 4.1.4-1: Kenngrößen der verschiedenen Wasserkraftwerke als langfristiges Jahresmittel (VICTORIA, 1992)	175
Tab. 4.1.5-1: Wasserabgabe der Quelfassung Dique Soldano als Mittel der Jahre 1985,1986 und 1987 nach VICTORIA (1992)	176
Tab. 4.3-1: Parameter des GW-Strömungsmodells	183
Tab. 4.4-1: Anzahl der vorhandenen Standrohrspiegelmessungen für die Jahre 1984 bis 1988	184
Tab. 4.4-2: Parameter des GW-Transportmodells für alle Zeitschritte	186
Tab. 4.5-1: Eingangparameter für die Untersuchung der zur Zeit angewendeten Bewirtschaftungsstrategie	187
Tab. 4.6-1: Veränderte Eingangparameter für die Entwicklung der alternativen Bewirtschaftungsstrategie	196

### 7.3 Abkürzungsverzeichnis

$A$	Querschnittsfläche $A$ des eindimensionalen Aquifers [ $L^2$ ]
$A(u_{i,k})$	Fläche des Speichersees [ $L^2$ ]
$\underline{A}$	Vektor der Erwartungswerte
$ab_{i,j}$	Aquiferbasis [ $L$ ]
$A_{bew\ i,k,p}$	Fläche des Bewässerungsgebietes $p$ [ $L^2$ ]
$A_{i,j}$	In der Zelle $i,j$ durchströmte Fläche des Flußbettes [ $L^2$ ]
$A_{in\ i,k}$	OF-Speicherzufluß [ $L^3/T$ ]
$AM_{i,j}$	Aquifermächtigkeit in der Zelle $i,j$ [ $L$ ]
$A_{out\ i,k}$	OF-Speicherabgabe [ $L^3/T$ ]
$A_T$	durch andere Entscheidungsträger geäußerte Erwartungswerte
$A_t^u, A_t^l$	oberer und unterer Erwartungswert für das Ziel $t$
$BD_{bew\ i,k,p}$	Wasserbedarf im Bewässerungsgebiet $p$ [ $L^3/T$ ]
$BD_{ind\ i,k}$	Wasserbedarf der Industrie [ $L^3/T$ ]
$BD_{st\ i,k}$	Wasserbedarf aller Haushaltungen [ $L^3/T$ ]
$BEWBD_{bew\ i,k,p}$	Bewässerungsbedarf im Bewässerungsgebiet $p$ [ $L^3/TL^2$ ]
$br_{i,j}$	Höhe der Flußbettsohle in der Zelle $i,j$ [ $L$ ]
$b_n^l, b_n^u$	obere und untere Grenze der Entscheidungsvariablen $n$
$c$	Konzentration eines in Wasser gelösten Schadstoffs [ $M/L^3$ ]
$c(x,t)$	Konzentration [ $M/L^3$ ]
$c_a$	Konzentration eines auf der Matrix adsorbierten Schadstoffs [ $M/L^3$ ]
$c_{i,j}$	Konzentration in der Zelle $i,j$ [ $M/L^3$ ]
$c_{in}$	Schadstoffkonzentration in Aquiferzuflüssen [ $M/L^3$ ]
$\bar{c}_0$	Anfangskonzentration [ $M/L^3$ ]
$de_i$	Zeitschrittdauer [ $T$ ]

$D_L$	Longitudinaler Dispersionskoeffizient [ $L^2/T$ ]
$D_T$	Transversaler Dispersionskoeffizient [ $L^2/T$ ]
$D$	Dispersionstensor in zwei Dimensionen [ $L^2/T$ ]
$D_{out\ i,k}$	oberirdischer Systemabfluß [ $L^3/T$ ]
$d_t$	dimensionsloser Parameter zur Zielbewertung für jedes Ziel $t$
$dx_{i,j}, dy_{i,j}$	Zellabmessungen in x- und y-Richtung [L]
$D_{xx}, D_{xy}$	
$D_{yx}, D_{yy}$	Dispersivitäten in den verschiedenen Richtungen [ $L^2/T$ ]
$E_{O\ i}$	Verdunstung an der Oberfläche des OF-Speichers [L/T]
$EG_{i,k}$	Gewinn aus Energieproduktion [DM/T]
$E_{i,k}$	Verlust durch Verdunstung im OF-Speicher [ $L^3/T$ ]
ELECTRE	<u>E</u> limination <u>E</u> t <u>C</u> hoix <u>T</u> raduisant la <u>R</u> éalité
$FPG_1, FPG_2$	Fokker-Planck'sche Gegenterme [L/T]
$g$	Fallbeschleunigung [ $L/T^2$ ]
GOK	Geländeoberkante
$G_T$	von administrativer oder politischer Seite vorgegebenes Ziel
$\underline{G}$	Vektor der Bewirtschaftungsziele
$h$	Standrohrspiegelhöhe [L]
$hf_{i,m}$	Netto Fallhöhe [L]
$h_{i,j}$	Grundwasserstand in der Zelle i,j [L]
$hr_{i,j}$	Wasserstand des OF-Gewässers in der Zelle i,j [L]
$i$	Zeitschritt [-]
$k$	Alternative [-]
$K_d$	Adsorptionskoeffizient [1/M]
$k_{fx\ i,j}, k_{fy\ i,j}$	Durchlässigkeitsbeiwerte in x- und y-Richtung [L/T]
$L$	Anzahl Restriktionen $h_l$ in Form eines Gleichungssystems
$l_{i,j}$	Lauflänge des Flusses in der Zelle i,j zur Zeit $t$ [L]
$L_{i,j}$	Leakagefaktor [1/T]

$M$	Anzahl Restriktionen $g_m$ in Form eines Ungleichungssystems
$m$	Dicke der gesättigten Strömung [L]
$m_k$	Masse des Partikels $k$ [M]
$\Delta M$	Masse eines idealen Tracers, injiziert am Ort $x = 0$ [M]
$\Delta M$	Schadstoffmasse pro Volumeneinheit [M/L <sup>3</sup> ]
$N$	Anzahl der Entscheidungsvariablen
$n$	Anzahl der Partikel in der Zelle $i,j$ [-]
$n_e$	effektive Porosität [-]
$n_{e,i,j}$	effektive Porosität in der Zelle $i,j$ [-]
$\nabla$	Nabla-Operator in zwei Dimensionen [1/L]
$PR_i$	Preis für 1 kWh Strom [DM T <sup>3</sup> /M L <sup>2</sup> T]
$PU_{bew\ i,k,p}$	Versorgung des Bewässerungsgebietes durch GW-Förderung [L <sup>3</sup> /T]
$q$	Zugabe/Entnahme bezogen auf die horizontale Flächeneinheit [L <sup>3</sup> /TL <sup>2</sup> ]
$Q_0\ i,j$	Entnahmen durch Brunnen [L <sup>3</sup> /T]
$Q_1\ i,j - Q_4\ i,j$	Durchflüsse in den Querschnitten 1-4 [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{ab\ s}$	Abfluß in die Systemkomponente $s$ [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{ab\ t,u\ i,k}$	Abfluß zum Knoten $u$ [L <sup>3</sup> /T]
$q_g$	Quellen- und Senkenterme [L/T]
$Q_g\ i,j$	Quellen- und Senkenterm [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{gnr\ i,k}$	Wassermenge für die künstliche GW-Anreicherung [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{i,k,m}$	Turbinendurchfluß [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{inf\ i,j}$	In- bzw. Exfiltrationen aus/in Oberflächengewässer [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{leak\ i,j}$	Leakage aus/in unterliegende Grundwasserleiter [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{neu\ anr\ i,k}$	Grundwasserneubildung durch künstl. GW-Anreicherung [L <sup>3</sup> /T]
$Q_{neu\ bew\ i,k,p}$	Grundwasserneubildung im Bewässerungsgebiet $p$ [L <sup>3</sup> /T]

$Q_{neu\ ind+st\ i,k}$	Grundwasserneubildung aus Stadtgebiet und Industrie [ $L^3/T$ ]
$Q_{neu\ Bewirtschaftung\ i,j}$	Grundwasserneubildung aus Bewirtschaftung [ $L^3/T$ ]
$Q_{neu\ Niederschlag\ i,j}$	Grundwasserneubildung aus Niederschlag [ $L^3/T$ ]
$Q_{Verlust\ u,t\ i,k}$	Verluste zwischen Knoten $u$ und $t$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{zu\ r}$	Zufluß aus der Systemkomponente $r$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{n,m\ i,k}$	Durchfluß im Verbindungsstück zwischen den Knoten $n$ und $m$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{n,m\ i,k\ max}$	max. zulässiger Durchfluß im Verbindungsstück zwischen den Knoten $n$ und $m$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{n,m\ i,k\ min}$	min. zulässiger Durchfluß im Verbindungsstück zwischen den Knoten $n$ und $m$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{t,u\ i,k}$	Abfluß zum Knoten $u$ [ $L^3/T$ ]
$Q_{u,t\ i,k}$	Zufluß aus dem Knoten $t$ [ $L^3/T$ ]
$QUELL_{out\ i,k}$	externer Quellzufluß [ $L^3/T$ ]
$R$	Retardierungsfaktor [-]
$RF_{bew\ i,k,p}$	Rückfluß aus Dränwasser [ $L^3/T$ ]
$RF_{ind\ i,k}$	Rückleitungen aus Industrie [ $L^3/T$ ]
$RFK_{bew\ i,k,p}$	Rückflußkoeffizient für Dränung [-]
$RFK_{ind\ i,k}$	Rückflußkoeffizient für Industrie [-]
$RFK_{st\ i,k}$	Rückflußkoeffizient für Haushaltungen [-]
$RF_{st\ i,k}$	Rückflüsse aus Haushaltungen [ $L^3/T$ ]
$rgrenzh$	horizontaler Einfangradius an Entnahmebrunnen [L]
$rgrenzv$	vertikaler Einfangradius an Entnahmebrunnen [L]
$rgrenzh_{fluss(i)}$	horizontaler Einfangradius am Flußpunkt $i$ [L]
$rgrenzv_{fluss(i)}$	vertikaler Einfangradius am Flußpunkt $i$ [L]
$S_z$	Parameter zur Gesamtzielbewertung [-]
$S$	Speicherkoeffizient [-]

SAMSON	<u>Stream-Aquifer Model for Management by Simulation and Optimization</u>
SIMGES	<u>SIM</u> ulación de la <u>GES</u> tión de Cuencas
$T$	Anzahl der Ziele [-]
$t$	Zeit [T]
$T_{1/2}$	Halbwertszeit [T]
$T_{xx}, T_{yy}$	Transmissivität in x- u. y-Richtung [ $L^2/T$ ]
$U_{i,j}$	Mittlerer Umfang der durchströmten Gewässersohle in der Zelle i,j [L]
$v_a$	Abstandsgeschwindigkeit [L/T]
$\bar{v}_a$	Vektor der Abstandsgeschwindigkeit in zwei Dimensionen [L/T]
$v_{a x i,j}$	Abstandsgeschwindigkeit in x-Richtung [L/T]
$v_{a y i,j}$	Abstandsgeschwindigkeit in y-Richtung [L/T]
$va'_x, va'_y$	Abstandsgeschwindigkeiten in x- bzw. y-Richtung unter Berücksichtigung der Fokker-Planck'schen Gegenterme [L/T]
$VER_{bew i,k,p}$	Versorgung des Bewässerungsgebietes durch das Verteilungssystem [ $L^3/T$ ]
$v_{f x i,j}$	Filtergeschwindigkeit in x-Richtung [L/T]
$v_{f y i,j}$	Filtergeschwindigkeit in y-Richtung [L/T]
$W$	Anzahl der Wasserkraftwerke [-]
WASBCY	<u>W</u> ater and <u>S</u> alt <u>B</u> alance <u>C</u> rop <u>Y</u> ield
$w_t$	Wichtungsfaktor für das Ziel $t$ [-]
$x$	der von einem Teilchen zurückgelegte Weg in x-Richtung [L]
$\underline{x}$	Vektor der Entscheidungsvariablen
$x,y$	Ortskoordinaten [L]
$x_d$	deterministischer Anteil des zurückgelegten Weges [L]
$x_n$	Entscheidungsvariable

$x_p(t+\Delta t)$	der von einem Teilchen zurückgelegte Weg in x- Richtung [L]
$x_s$	stochastischer Anteil des zurückgelegten Weges [L]
$y$	normierter Wert einer Entscheidungsvariablen
$y_p(t+\Delta t)$	der von einem Teilchen zurückgelegte Weg in y- Richtung [L]
$Z$	normalverteilte Zufallszahl mit dem Mittelwert "0" und der Standardabweichung "1" [-]
$Z(x)$	erreichter Wert einer Entscheidungsvariablen
$Z_1, Z_2$	normalverteilte Zufallsvariablen [-]
$Z_l, Z_u$	untere und obere Grenze des Wertebereiches für eine Entscheidungsvariable
$z_p$	vertikale Position eines Schadstoffteilchens [L]
$\alpha_L$	longitudinale Dispersion [L]
$\alpha_T$	transversale Dispersion [L]
$\lambda$	Abbaurrate [1/T]
$\eta_m$	Gesamtwirkungsgrad der Anlage [-]
$\rho$	Dichte [M/L <sup>3</sup> ]
$\rho$	Dichte des trockenen Matrixmaterials [M/L <sup>3</sup> ]
$\sigma$	volumenbezogener Schadstoffquellen bzw. -senkenterm [M/L <sup>3</sup> T]
$\sigma_a$	Senkenterm aufgrund des Abbaus der adsorbierten Substanz [M/L <sup>3</sup> T]

## 8 Anlage

### Anlage 1: Grundlegende Programmierkonzepte

Für die Realisierung eines ereignisgesteuerten Programmablaufes, in dem der Benutzer die Möglichkeit hat, interaktiv die zugrunde gelegten Daten, seine Ziele, Erwartungswerte etc. zu verändern, wurde die in Kap. 3 beschriebene Methodik mit einer grafischen Benutzerschnittstelle versehen. Die Programmierung basiert auf:

Programmiersprache:	C unter weitgehender Einhaltung des ANSI-Standards
Bibliotheken:	libcurses.a, libcur.a (für einfache Terminalsteuerungen); libX11.a, libXm.a, libXt.a (für das Bewirtschaftungsmodell)
Hardwareumgebung:	Workstations unter dem Betriebssystem UNIX
Software:	X11R5, Motif 1.1
Hauptspeicher:	abhängig von der Größe des zu betrachtenden Problems, mindesten jedoch 4 MB, bei dynamischer Speicherallokierung für alle wichtigen Variablen

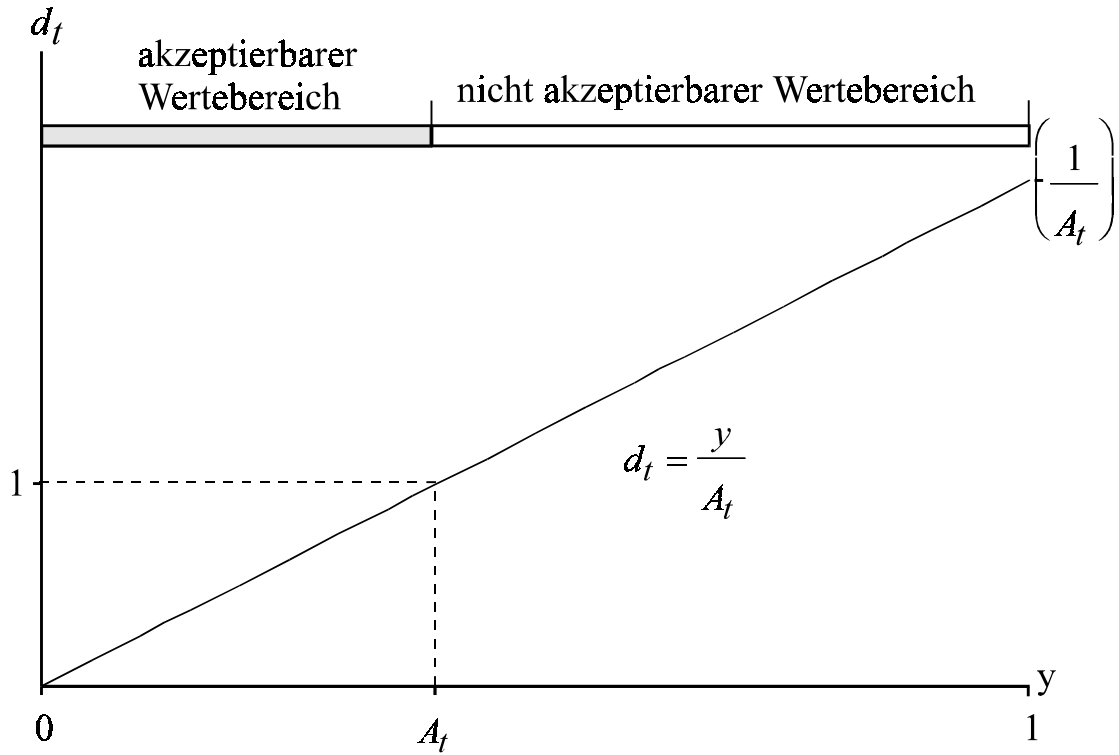
Die grafische Benutzerschnittstelle ist klar von den unterliegenden numerischen Funktionen getrennt, was die Portierbarkeit auf zukünftige Grafikstandards gewährleistet.

Die Systemkomponenten des Verbundsystems werden in einzelnen Modulen beschrieben. Daher kann die vorgestellte Lösung für das Verbundsystem von San Juan/Argentinien leicht auf andere Aufgabenstellungen angepaßt werden.

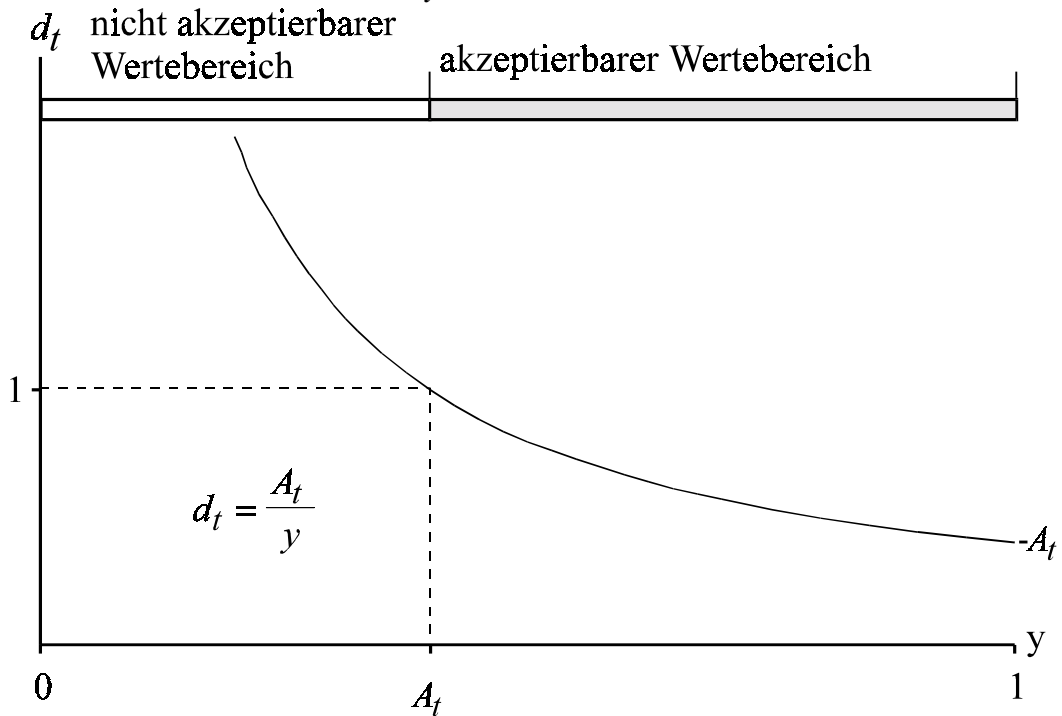


**Anlage 2:** Transformationsfunktion zur Berechnung des dimensionslosen Parameters  $d_t$

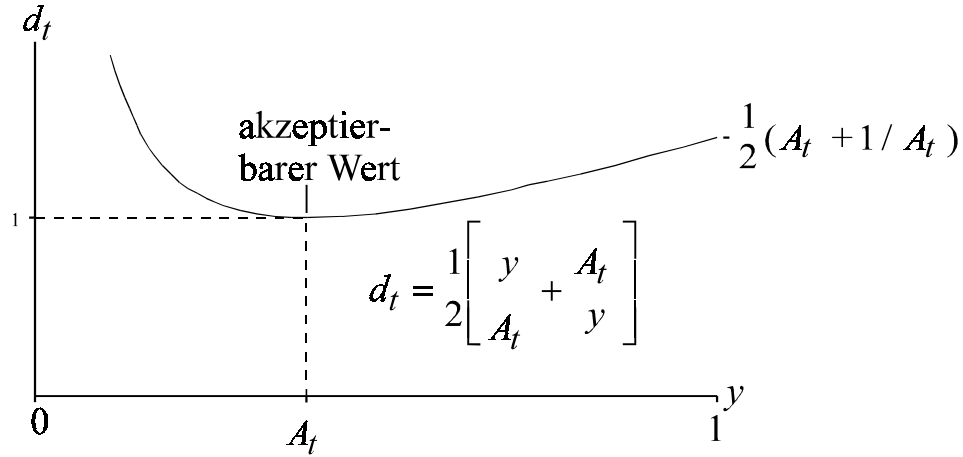
Transformationsfunktion für  $y \leq A_t$  :



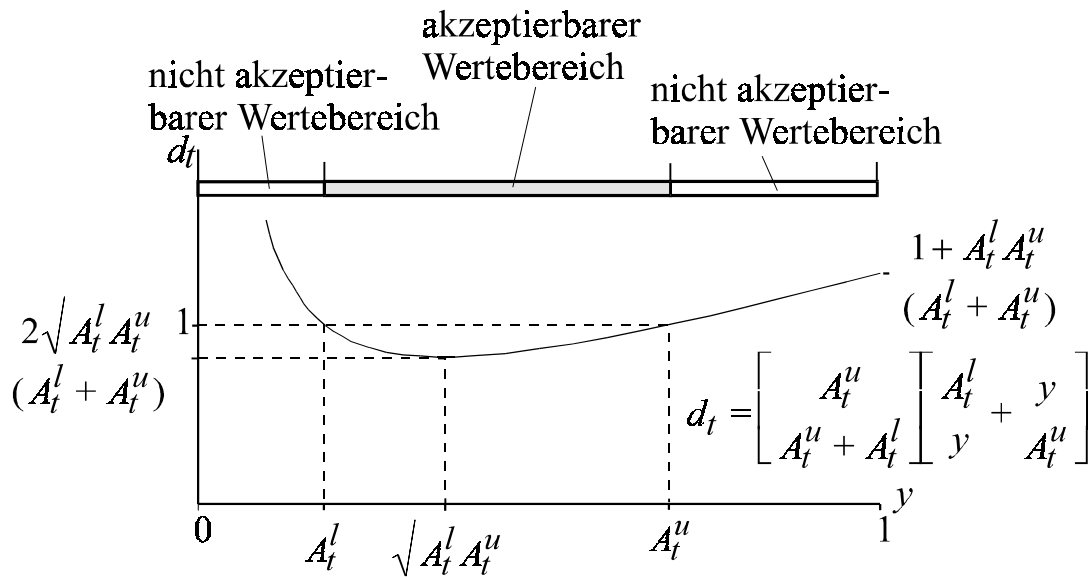
Transformationsfunktion  $y \geq A_t$  :



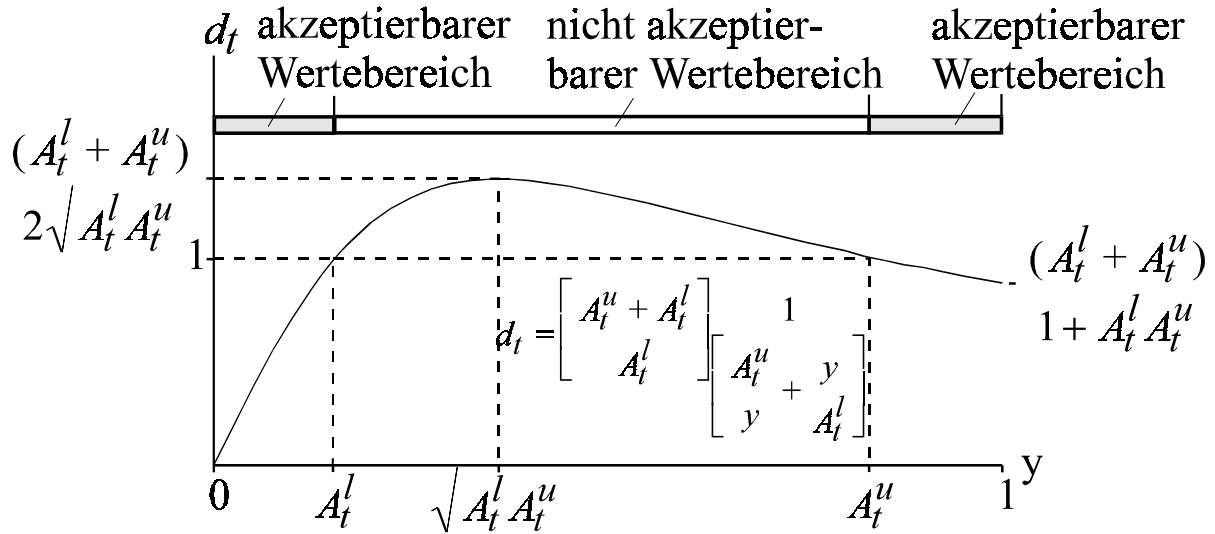
Transformationsfunktion für  $y = A_t$  :



Transformationsfunktion für  $A_t^l \leq y \leq A_t^u$  :



Transformationsfunktion für  $y \geq A_t^u$  oder  $y \leq A_t^l$ :



Anlage 3: Zufluß zum OF-Speicher (1909-1983) [hm<sup>3</sup>]

Jahr	Jul.	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Summe	MW	STABW
1909-1910	76,6	73,4	75,7	87,0	102,9	103,4	95,4	87,1	75,5	70,8	76,9	68,9	993,6	82,8	11,64
1910-1911	69,1	65,9	67,1	74,5	60,7	58,9	86,8	94,3	76,6	70,0	73,4	67,1	864,4	72,0	9,76
1911-1912	68,0	68,6	59,4	52,5	67,4	69,9	72,0	66,8	67,8	55,0	53,0	70,8	771,2	64,3	6,90
1912-1913	44,7	47,4	59,4	129,4	126,5	308,0	291,9	196,7	133,9	104,5	101,8	86,3	1630,5	135,9	83,86
1913-1914	72,3	86,8	64,3	71,0	85,0	98,6	92,1	80,8	90,3	70,0	73,4	65,3	949,9	79,2	10,83
1914-1915	76,1	76,1	71,5	112,0	183,5	1017,8	1724,9	1049,9	530,3	303,3	281,2	252,5	5679,1	473,3	500,4
1915-1916	238,6	219,4	253,0	266,2	427,7	739,2	642,8	365,3	281,2	197,5	169,0	146,2	3946,1	328,8	179,4
1916-1917	139,0	144,4	122,1	184,3	152,9	111,4	204,4	134,3	93,7	74,9	84,1	75,9	1521,4	126,8	39,78
1917-1918	69,4	74,2	76,2	77,9	65,1	60,0	96,7	100,4	101,2	77,8	89,5	85,0	973,4	81,1	13,03
1918-1919	79,5	75,8	73,6	96,4	148,0	267,8	302,7	143,0	129,9	110,9	136,1	140,5	1704,2	142,0	69,45
1919-1920	142,0	157,8	134,5	286,6	513,2	1791,8	1320,5	764,5	409,8	230,4	200,1	180,9	6132,1	511,0	508,8
1920-1921	195,0	195,0	178,1	182,7	186,4	310,7	342,8	300,0	251,0	144,4	208,1	183,8	2678,0	223,2	60,03
1921-1922	155,9	151,1	175,0	270,5	521,0	447,3	487,5	266,1	254,7	178,8	175,4	160,2	3243,5	270,3	131,5
1922-1923	169,8	166,9	155,5	148,1	324,0	278,6	247,5	183,4	130,7	107,8	109,0	103,9	2125,2	177,1	67,88
1923-1924	102,0	102,3	92,0	95,6	177,3	237,0	220,4	133,1	105,0	85,0	88,4	76,7	1514,8	126,2	52,52
1924-1925	73,7	72,3	59,6	57,3	43,8	67,8	86,5	90,5	86,8	67,1	74,2	72,6	852,2	71,0	12,83
1925-1926	70,7	69,9	66,4	80,1	142,6	267,3	167,4	129,7	114,6	73,1	75,3	80,4	1337,5	111,5	56,92
1926-1927	107,9	100,2	95,9	179,5	552,1	899,9	637,5	437,9	273,2	189,5	177,3	180,4	3831,3	319,3	246,1
1927-1928	158,6	132,3	113,0	155,3	285,1	377,7	267,8	161,4	125,3	101,9	103,9	114,0	2096,3	174,7	84,12
1928-1929	117,6	106,9	90,5	113,6	235,4	215,3	188,6	168,9	121,1	102,4	105,5	106,3	1672,1	139,3	47,26
1929-1930	97,0	90,5	95,6	112,5	234,1	300,0	229,0	164,0	113,0	107,6	106,3	100,8	1750,4	145,9	67,09
1930-1931	108,5	98,6	120,8	143,0	518,4	709,8	699,1	442,7	308,0	164,6	163,4	139,7	3616,6	301,4	222,1
1931-1932	129,4	126,2	117,9	244,3	269,6	447,3	388,4	215,8	149,7	115,3	112,2	107,6	2423,7	202,0	110,6
1932-1933	111,7	121,3	114,0	98,8	171,6	199,0	175,2	140,6	91,3	71,3	74,7	83,2	1452,7	121,1	40,33
1933-1934	82,2	71,2	79,8	142,8	207,1	174,6	151,6	89,8	71,5	85,0	128,0	150,3	1433,9	119,5	43,76
1934-1935	147,0	100,7	121,8	180,0	396,6	487,5	543,7	314,5	184,8	145,7	124,5	111,2	2858,0	238,2	150,2
1935-1936	108,7	111,4	98,5	98,0	212,3	145,4	136,6	131,1	105,3	81,6	92,1	87,9	1408,9	117,4	34,31

Fortsetzung Anlage 3: Zufluß zum OF-Speicher (1909-1983) [hm <sup>3</sup> ]															
Jahr	Jul.	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Summe	MW	STABW
1936-1937	83,6	81,4	86,1	107,4	132,5	162,3	157,2	109,6	98,3	84,0	82,5	76,7	1261,6	105,1	28,80
1937-1938	83,3	83,3	77,0	110,1	224,5	423,2	249,1	158,5	143,8	97,5	102,9	104,2	1857,4	154,8	96,93
1938-1939	99,1	90,5	87,9	112,2	84,0	87,9	123,2	92,7	90,0	75,4	77,4	73,4	1093,7	91,1	14,03
1939-1940	62,7	64,0	68,7	82,5	82,7	95,6	98,3	76,2	75,3	66,9	68,3	71,0	912,2	76,0	11,22
1940-1941	74,2	72,3	78,0	115,2	217,5	329,4	383,0	177,3	134,5	114,3	136,6	115,9	1948,2	162,4	96,17
1941-1942	106,6	114,4	127,0	316,1	383,6	897,3	964,2	587,9	396,4	220,6	199,5	178,6	4492,2	374,4	283,4
1942-1943	157,0	157,2	160,7	202,8	342,1	337,5	372,3	217,0	182,4	150,1	143,8	140,0	2562,9	213,6	82,49
1943-1944	135,8	125,9	116,9	159,4	198,3	214,0	213,7	194,0	148,4	131,9	127,8	116,6	1882,7	156,9	36,24
1944-1945	118,4	109,0	128,6	193,1	300,7	463,4	286,6	251,6	201,4	136,1	139,5	128,3	2456,7	204,7	100,9
1945-1946	113,8	102,6	105,8	120,3	106,3	111,4	106,3	86,1	96,2	80,9	88,7	91,8	1210,2	100,9	11,59
1946-1947	92,9	81,7	79,6	87,3	117,4	93,2	111,4	96,3	80,9	67,4	68,8	67,4	1044,3	87,0	15,54
1947-1948	64,0	63,5	70,5	82,0	152,2	154,5	128,3	89,5	75,8	57,0	69,6	68,7	1075,6	89,6	33,51
1948-1949	71,8	69,4	80,4	133,7	213,1	348,2	235,2	132,1	104,7	91,5	89,7	90,2	1660,0	138,3	81,45
1949-1950	81,7	84,6	81,1	93,2	125,5	100,4	96,7	77,7	74,7	64,5	71,8	77,5	1029,4	85,8	15,57
1950-1951	76,6	66,4	63,5	86,2	133,0	179,7	137,1	78,6	71,0	63,5	73,4	73,4	1102,4	91,9	35,67
1951-1952	75,0	70,4	61,4	62,9	96,7	105,3	63,7	98,2	80,6	66,1	71,2	79,3	930,8	77,6	14,35
1952-1953	79,0	76,6	88,1	111,4	139,2	213,7	151,1	128,9	118,1	87,1	86,5	99,3	1379,0	114,9	37,83
1953-1954	92,4	88,9	106,5	114,4	466,6	886,6	538,4	348,4	240,5	172,6	158,6	145,9	3359,8	280,0	232,1
1954-1955	136,9	130,4	124,7	134,7	218,8	207,3	236,5	140,6	128,6	105,2	109,0	107,8	1780,5	148,4	43,70
1955-1956	93,2	90,3	85,8	104,2	162,8	157,0	124,5	87,6	81,4	71,5	79,0	79,6	1216,9	101,4	29,29
1956-1957	76,6	63,7	60,4	79,3	79,6	76,1	81,7	78,4	72,3	64,8	68,6	78,0	879,5	73,3	6,87
1957-1958	72,9	60,8	62,7	117,0	250,1	332,1	262,2	134,0	144,9	94,9	87,0	90,5	1709,1	142,4	85,89
1958-1959	87,0	77,1	74,9	112,0	119,5	99,9	87,6	78,9	81,7	60,4	65,6	67,4	1012,0	84,3	17,44
1959-1960	64,8	70,2	82,4	103,1	128,6	126,4	138,5	95,3	82,5	65,1	68,8	71,8	1097,5	91,5	25,63
1960-1961	74,2	70,7	69,2	108,5	150,9	186,7	121,3	102,6	83,8	68,4	73,7	70,3	1180,3	98,4	36,42
1961-1962	69,6	68,0	63,5	125,6	261,8	264,9	152,7	133,5	94,0	76,5	79,0	78,0	1467,1	122,3	68,78
1962-1963	79,0	69,4	65,3	76,3	124,7	114,1	101,8	90,0	76,6	62,7	66,2	66,9	993,0	82,8	19,71
1963-1964	67,0	61,6	67,7	78,7	118,2	533,0	559,8	226,2	143,6	106,8	103,9	99,0	2165,5	180,5	169,1
1964-1965	98,8	82,0	82,7	84,9	77,5	72,3	79,5	74,5	73,7	72,8	77,4	78,0	954,1	79,5	6,98
1965-1966	71,5	77,1	83,7	143,6	417,3	511,6	530,3	254,0	161,0	143,9	128,0	116,6	2638,6	219,9	162,4
1966-1967	111,2	105,5	92,8	130,4	165,4	165,3	135,0	130,6	93,5	75,2	79,3	257,6	1541,8	128,5	48,32
1967-1968	76,1	73,9	68,2	77,9	70,2	77,4	77,7	72,8	82,8	54,7	60,8	59,1	851,6	71,0	8,32
1968-1969	50,9	50,4	44,8	39,6	39,4	36,4	38,6	57,1	47,7	36,5	42,1	41,2	524,7	43,7	6,25
1969-1970	40,7	38,3	43,3	42,6	64,8	119,7	93,7	71,6	65,6	47,4	52,8	46,1	726,6	60,6	23,65
1970-1971	51,7	52,0	47,2	45,0	61,9	56,5	48,2	40,2	39,6	35,8	38,6	41,0	557,7	46,5	7,61
1971-1972	37,2	41,8	40,4	51,4	60,1	48,7	90,3	58,3	47,1	39,4	50,4	42,0	607,1	50,6	13,85
1972-1973	50,4	57,6	57,0	85,4	171,3	629,4	752,6	353,2	229,3	144,6	119,5	116,4	2766,7	230,6	222,9
1973-1974	122,9	117,0	102,1	108,2	167,2	164,5	176,5	134,0	98,0	82,2	87,6	76,2	1436,4	119,7	32,85
1974-1975	73,4	80,6	77,8	130,7	193,4	203,3	207,6	172,2	108,2	86,1	86,8	84,8	1504,9	125,4	51,33
1975-1976	76,3	73,1	69,5	81,4	91,0	97,8	116,0	78,1	68,6	58,6	61,6	66,1	938,1	78,2	15,79
1976-1977	54,1	55,4	52,4	55,2	89,9	87,6	86,0	52,3	58,9	52,1	58,1	61,7	763,7	63,6	14,26
1977-1978	57,9	63,5	93,1	167,1	339,6	452,6	297,3	174,2	135,5	97,5	101,8	86,1	2066,2	172,2	119,9
1978-1979	91,3	108,5	100,6	212,4	417,3	704,4	581,2	258,9	171,7	147,0	138,7	127,8	3059,8	255,0	195,1
1979-1980	117,0	101,8	88,6	106,6	92,5	112,0	143,6	118,5	98,8	128,8	137,4	0,0	1245,6	103,8	35,31
1980-1981	30,3	69,9	94,1	121,6	159,9	297,3	283,9	210,5	193,9	125,5	123,2	83,7	1793,8	149,5	79,42
1981-1982	111,2	75,5	93,8	106,3	140,5	133,4	134,5	105,7	79,0	48,5	39,9	0,0	1068,3	89,0	40,87
1982-1983	69,4	112,2	117,1	149,5	287,7	822,3	830,3	447,6	353,5	167,7	388,4	14,0	3759,7	313,3	262,7
MW	93,1	90,6	90,6	121,7	197,9	301,2	282,2	182,2	136,3	100,5	105,2	96,0	1797,7	149,8	80,29
STABW	36,9	34,0	34,7	56,8	127,5	293,9	290,1	162,8	90,8	49,2	54,9	46,0	1120,7	93,4	98,49

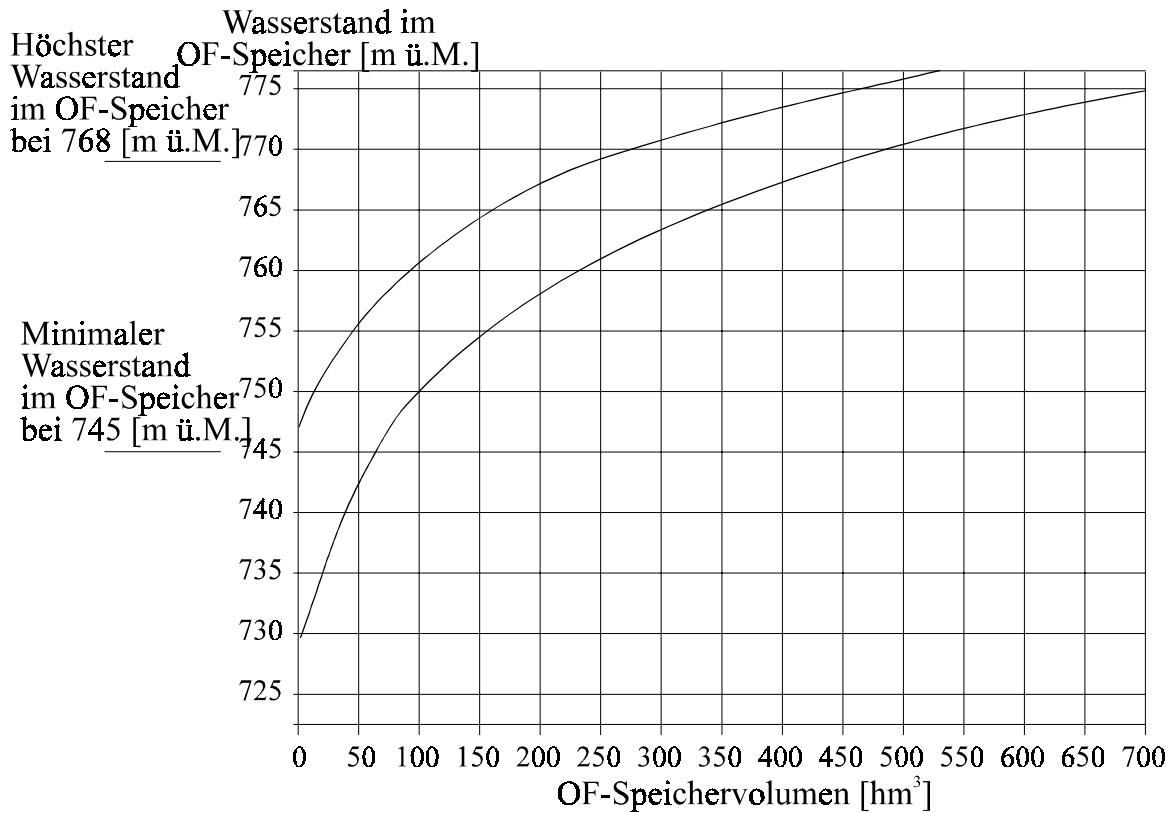
MW

Mittelwert

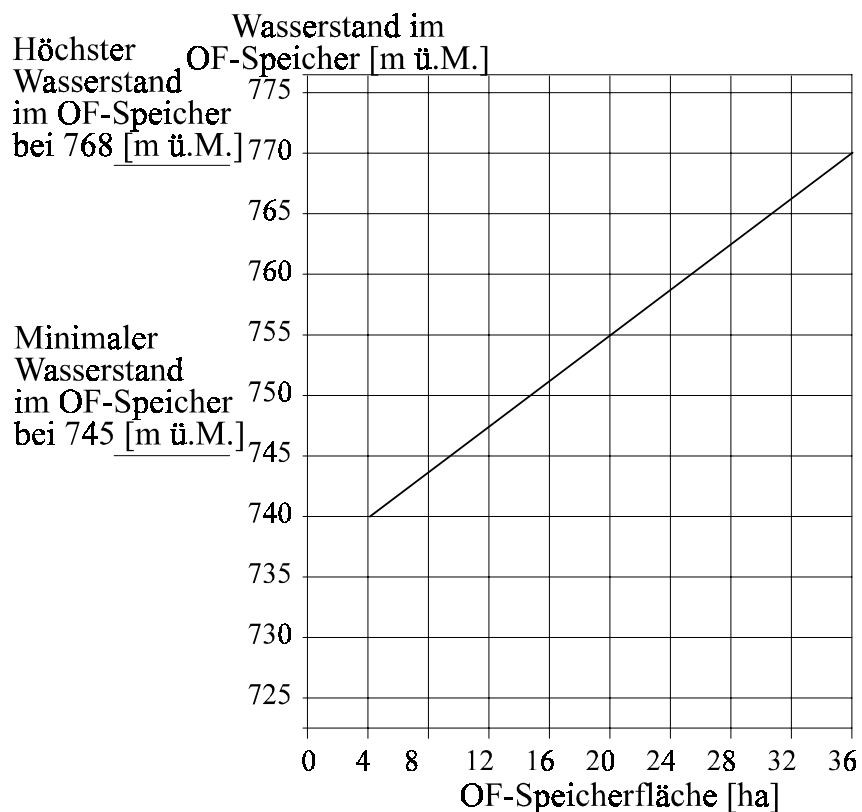
STABW Standardabweichung

**Anlage 4:** Lage der Bewässerungsgebiete und Bereiche mit unterirdischem Zufluß

**Anlage 5:** Beckeninhaltslinie des OF-Speichers und ihre zeitliche Veränderung



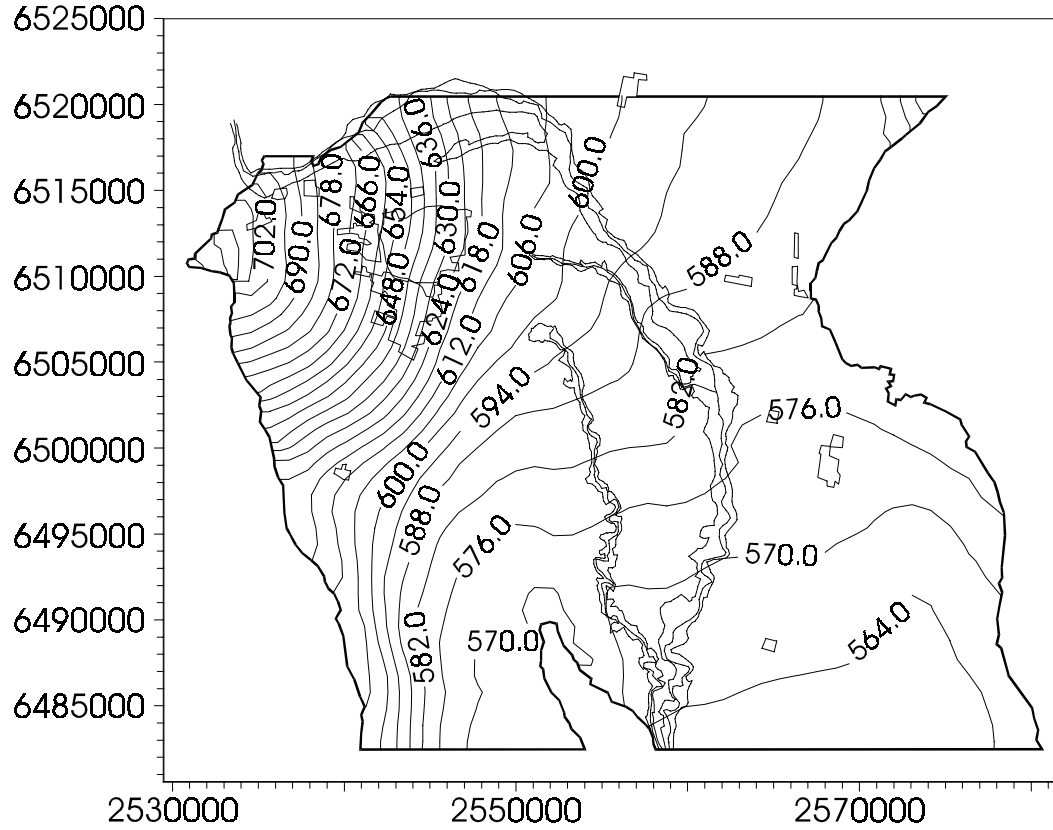
**Anlage 6:** Flächeninhaltslinie des OF-Speichers



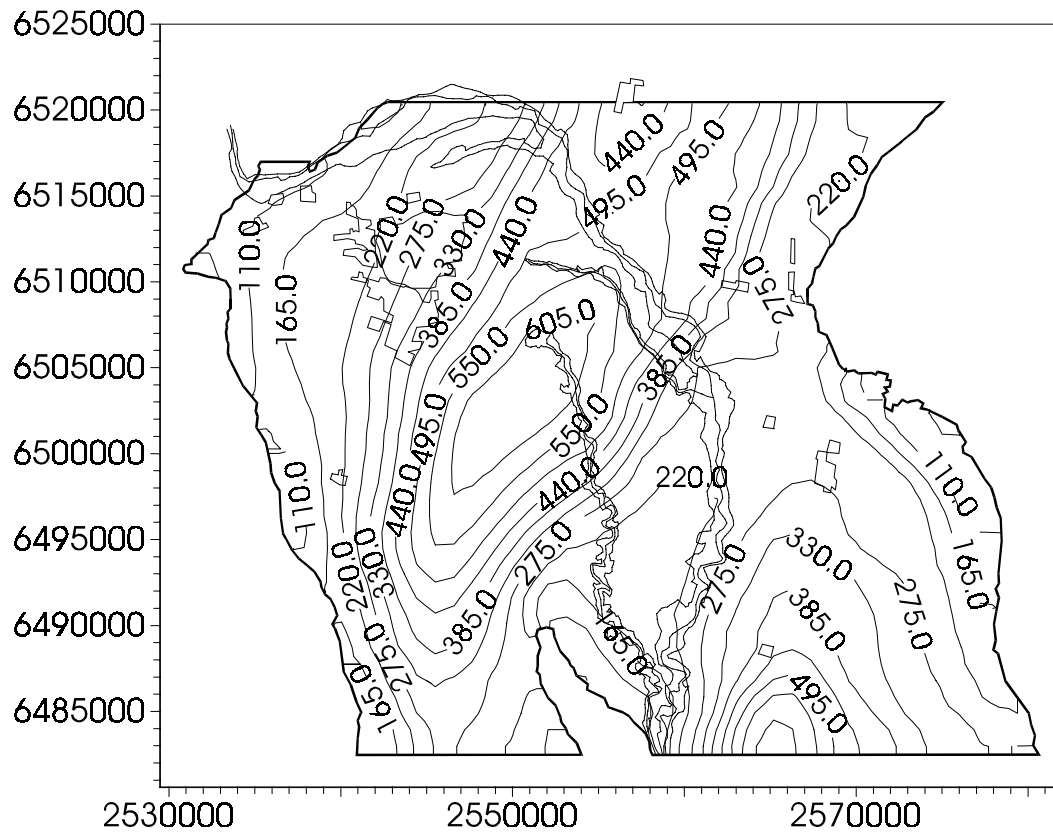
**Anlage 7:** Geologischer Schnitt durch das Projektgebiet  
(modifiziert nach CRAS, 1986b)



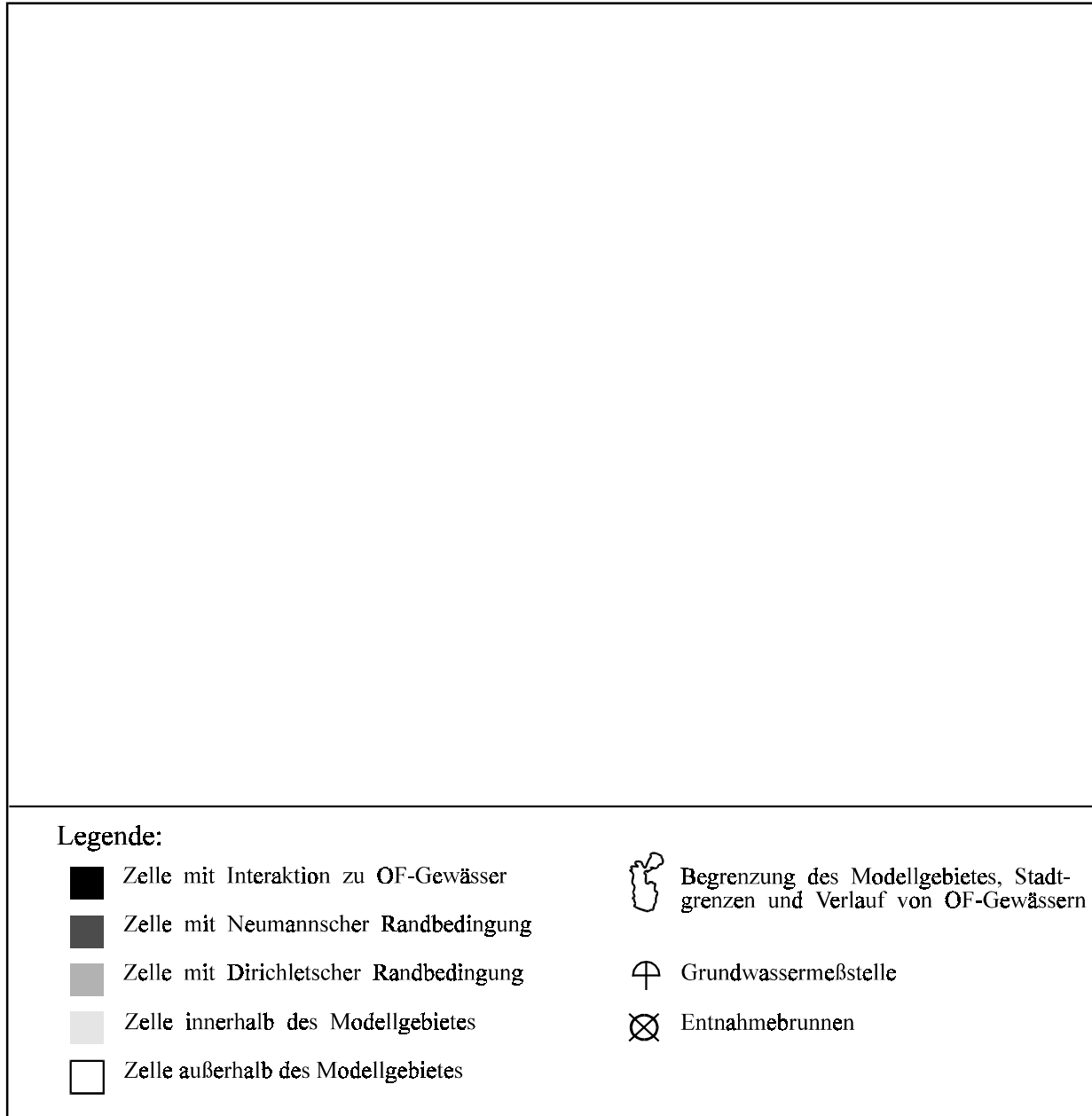
**Anlage 8:** Geländeoberkante im Projektgebiet [m ü.M.]



**Anlage 9:** Aquifermächtigkeit im Zentralbereich des Tulum-Aquifers/San Juan [m ü.M.]

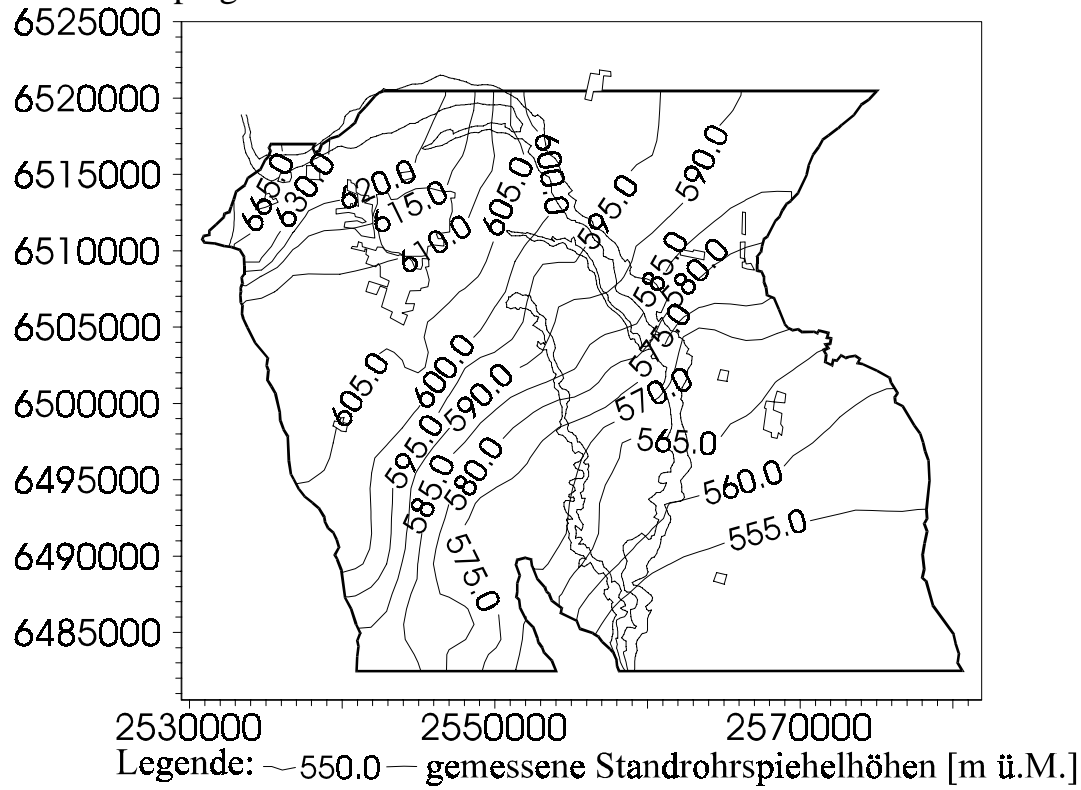


## Anlage 10: Zweidimensionales Grundwassermodell für den Tulum-Aquifer

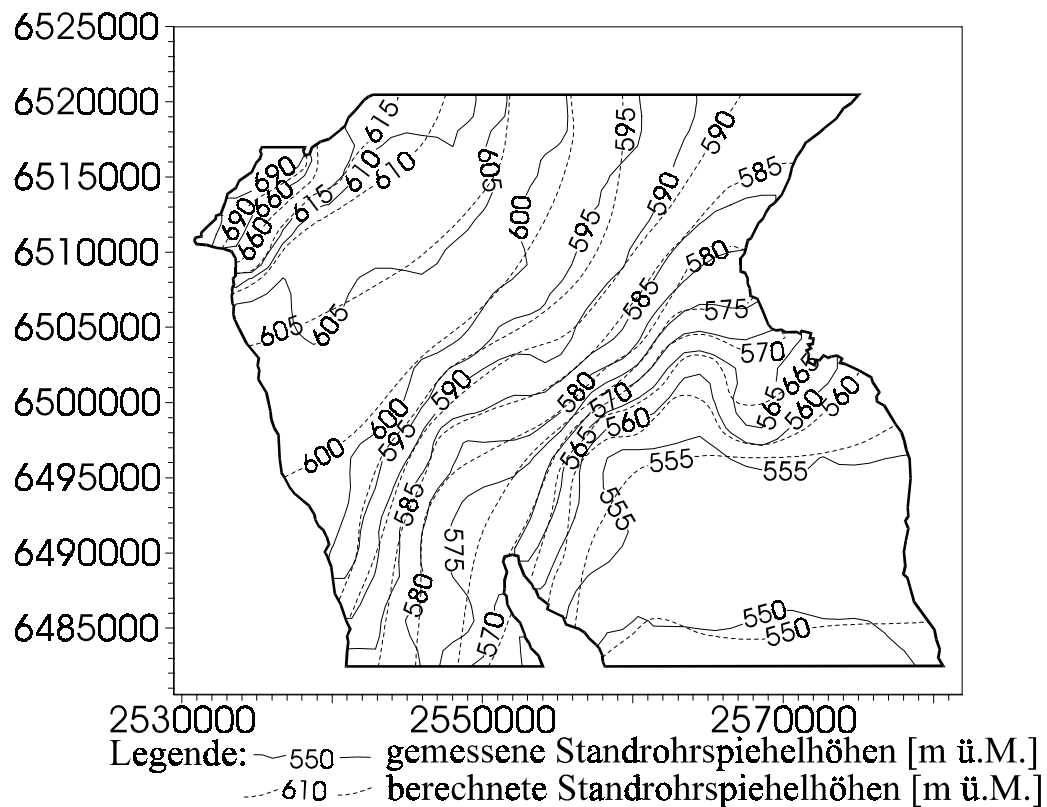


**Anlage 11:** Gemessene und berechnete Standrohrspiegelhöhen [m ü.M.]

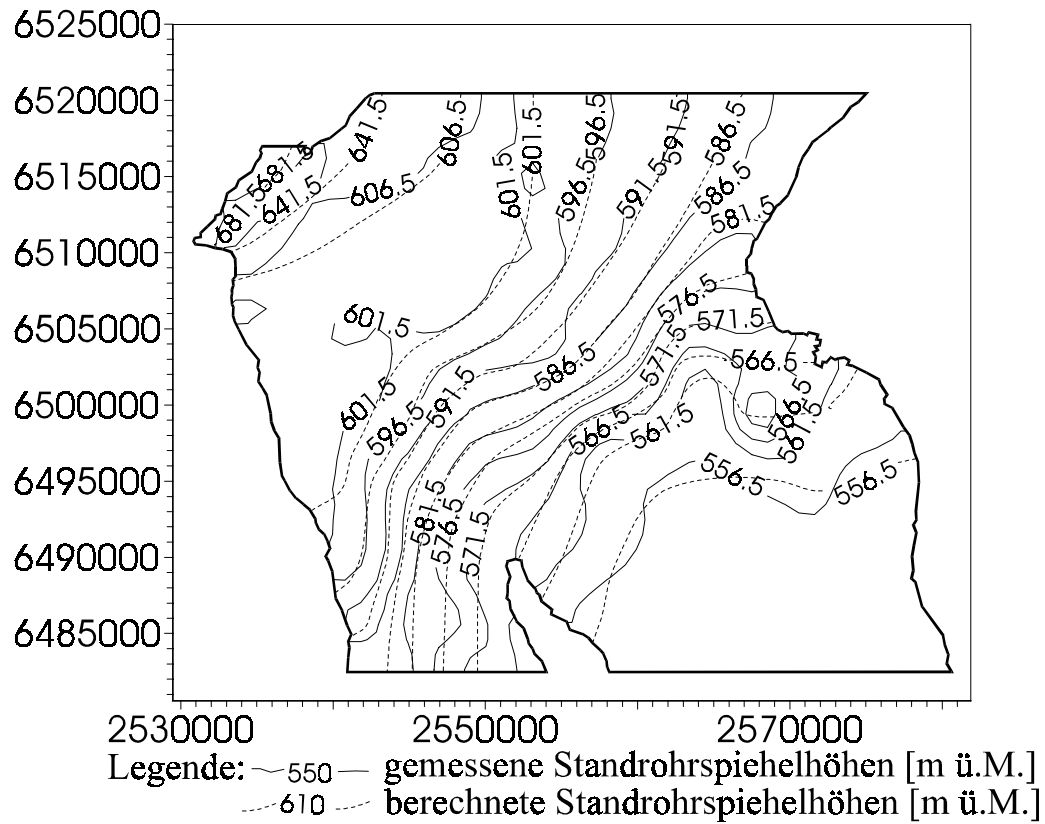
Standrohrspiegelhöhen im Juni 1985:



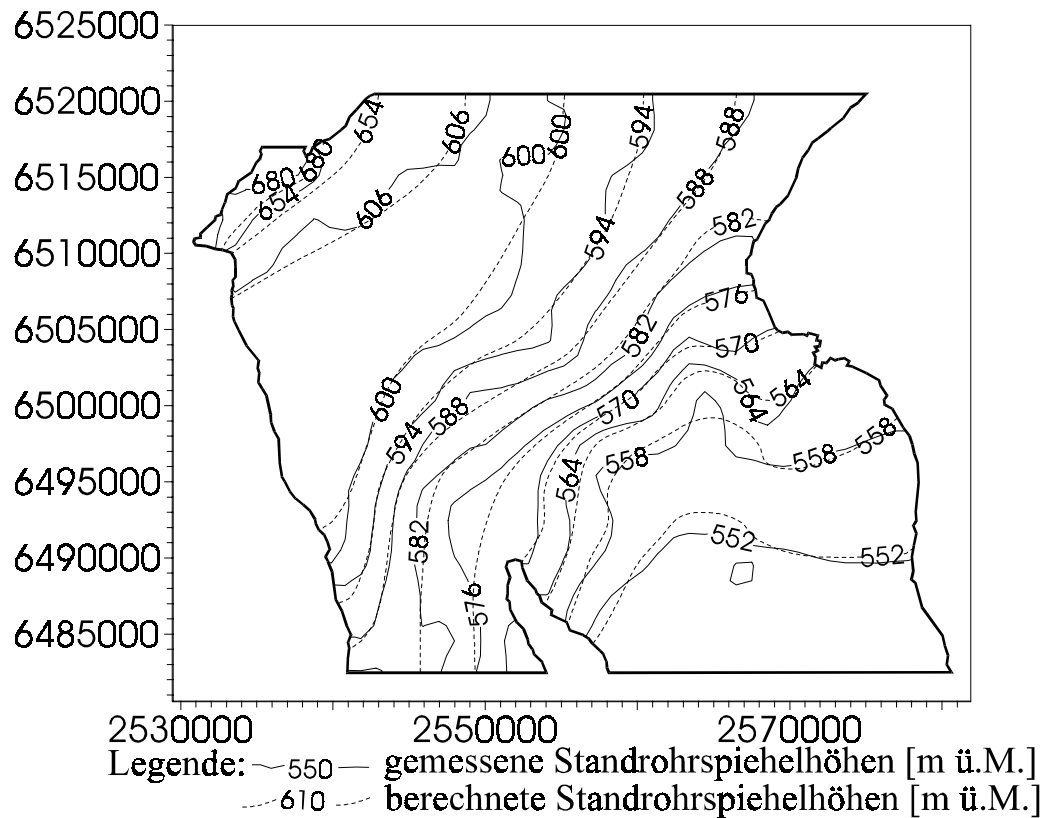
Standrohrspiegelhöhen im Dezember 1985:



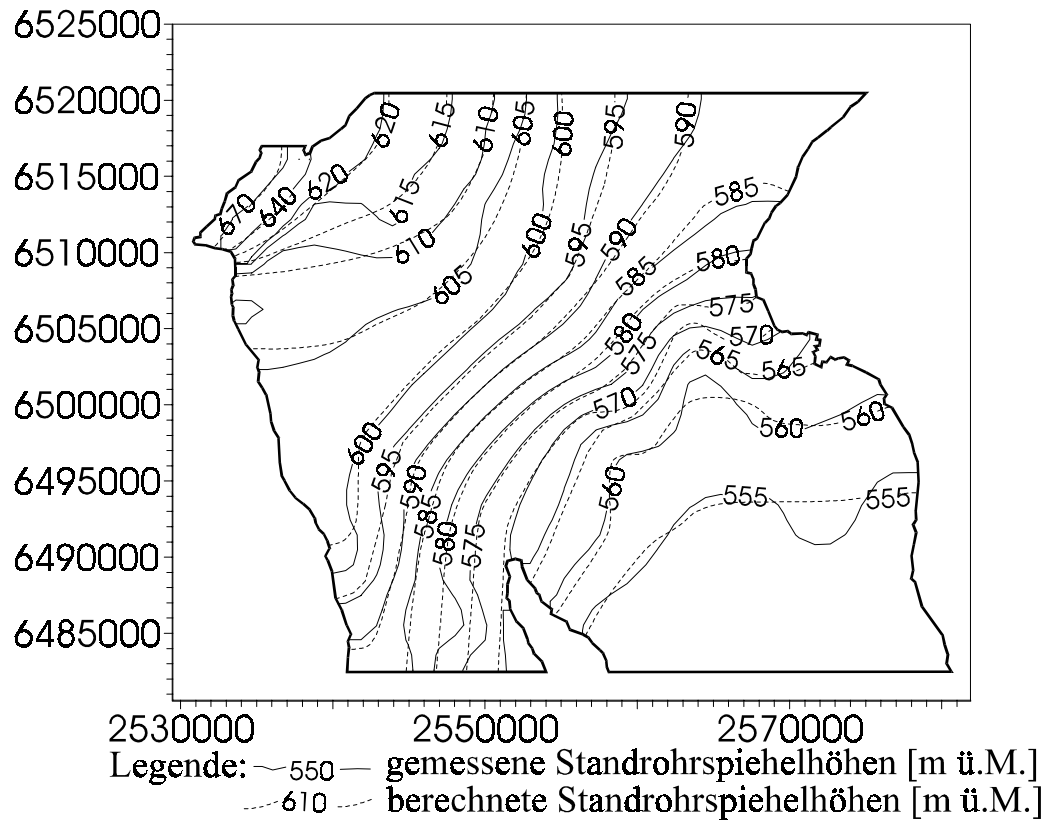
Standrohrspiegelhöhen im Juni 1986:



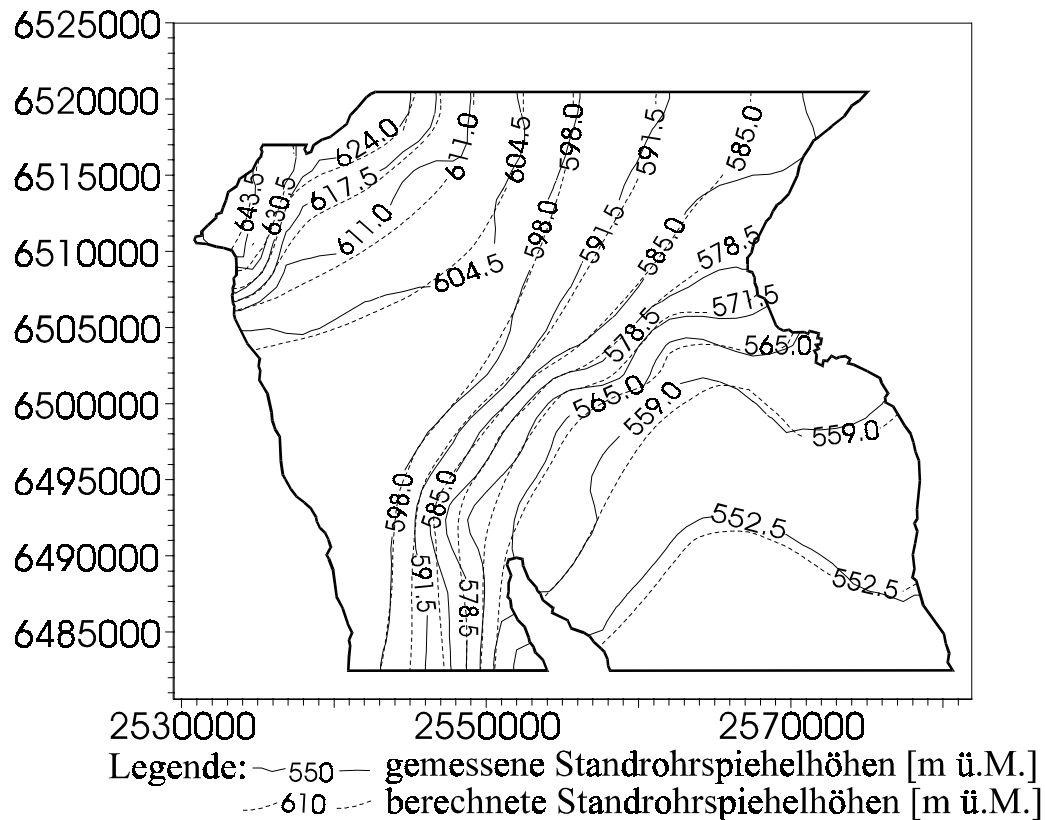
Standrohrspiegelhöhen im Dezember 1986:



Standrohrspiegelhöhe n im Juni 1987:

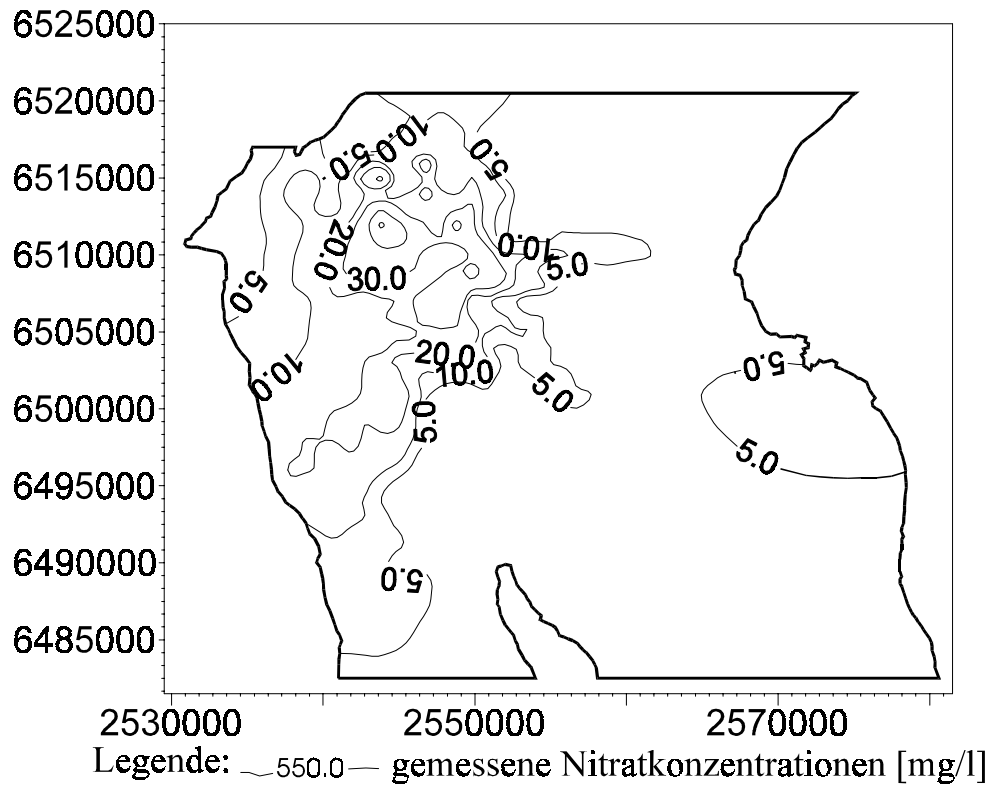


Standrohrspiegelhöhen im Dezember 1987:

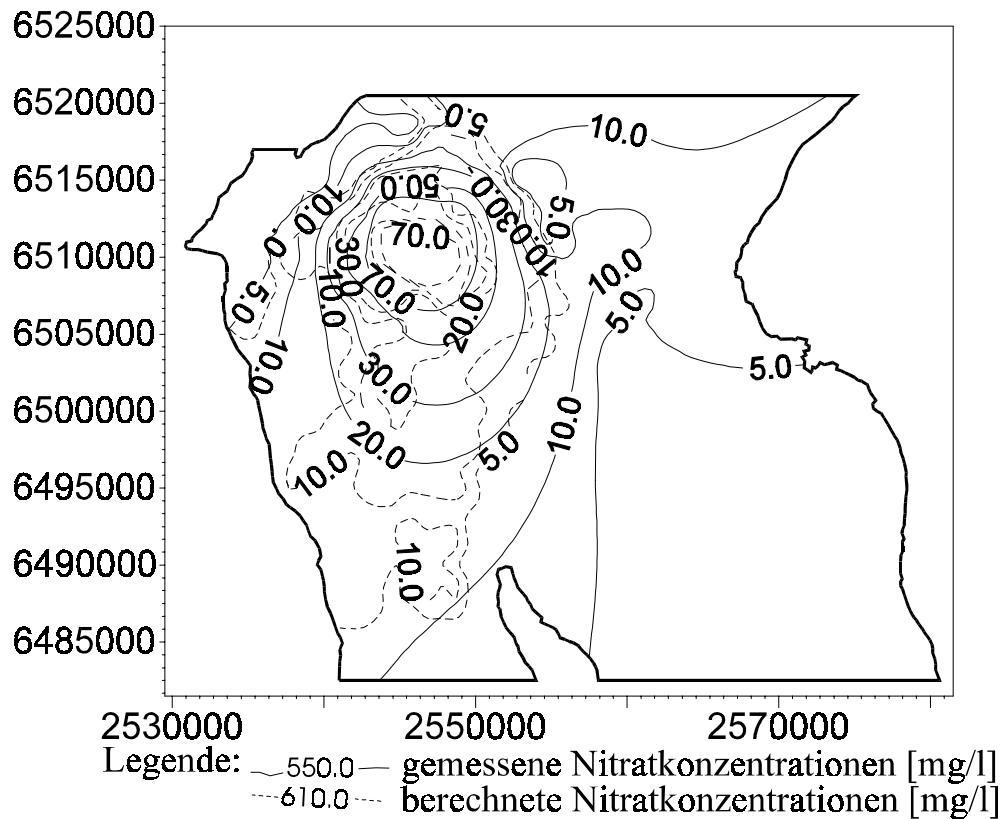


**Anlage 12:** Gemessene und berechnete Nitratkonzentrationen [mg/l]

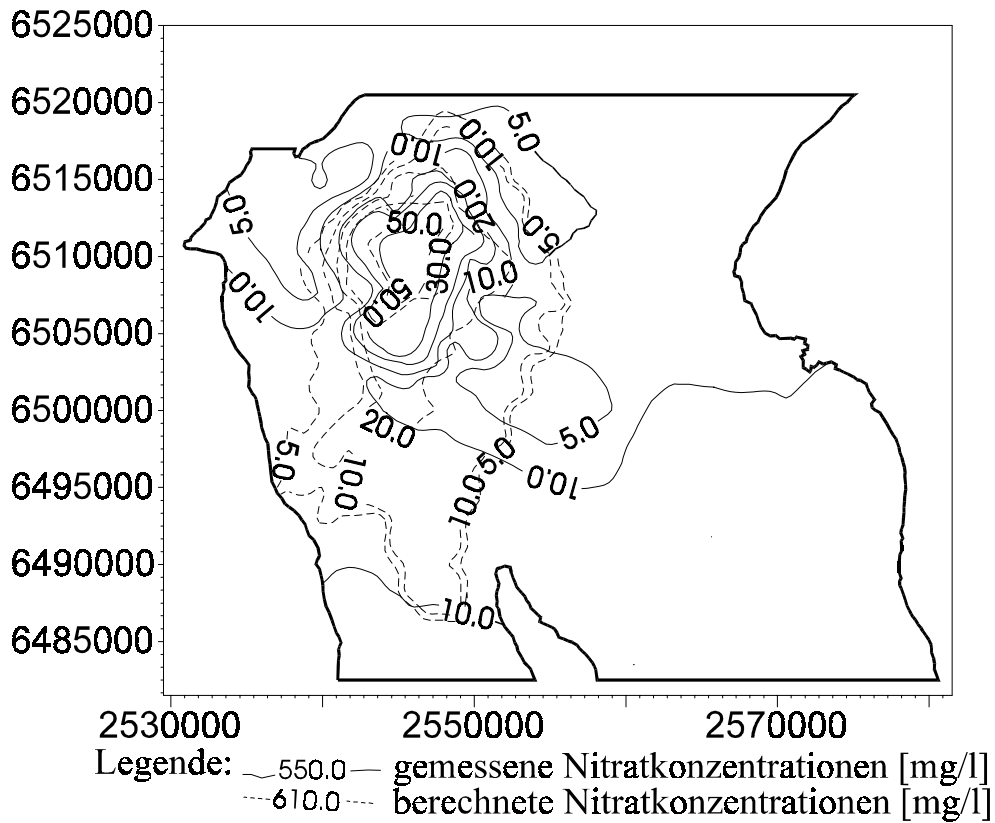
Nitratkonzentrationen im Juli 1979:



Nitratkonzentrationen im Juli 1982:



Nitratkonzentrationen im Juli 1985:



Nitratkonzentrationen im Juli 1988:

