Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes

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

Vorgelegt von

Alexander Schneck

aus Ostfildern-Ruit

Hauptberichter:	Prof. Dr. h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, Ph.D.
Mitberichter:	Prof. Dr. Giselher Kaule
Tag der mündlichen Prüfung:	11. Juli 2006

Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart

2006

Heft 153 Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes

von
Dr.-Ing.
Alexander Schneck

Eigenverlag des Instituts für Wasserbau an der Universität Stuttgart

D93 Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes

CIP-Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Schneck, Alexander:
Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes / von Alexander Schneck. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. – Stuttgart: Inst. für Wasserbau, 2006

(Mitteilungen / Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart: H. 153)
Zugl.: Stuttgart, Univ., Diss., 2006
ISBN 3-933761-56-5

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

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

Vorwort

Grundwasservorkommen sind insbesondere in Feuchtgebieten, Mooren und Standorten mit geringen Flurabständen die unerlässliche Basis reichhaltiger Ökosysteme und somit ein schützenswertes Naturgut. Gleichzeitig werden vielfache Nutzungsanforderungen an die Grundwasservorkommen gestellt. Grundwasser ist die zuverlässigste Ressource für die Gewinnung von Trinkwasser bester Qualität und gleichzeitig auch eine unerlässliche Ressource für die Landwirtschaft. Die Frage, wie die unterschiedlichen Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes für ein Grundwassersystem hinreichend und adäquat berücksichtigt werden können und wie hierfür Strategien zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung entwickelt werden können, ist Gegenstand der vorliegenden Arbeit.

Anlass für diese Studie gaben die widersprüchlichen Interessen an dem Grundwassersystem im Langenauer Donauried, das wegen seiner natürlichen Feuchtgebietscharakteristik einen hohen Naturschutzwert aufweist, jedoch seit nahezu hundert Jahren zur Wasserversorgung genutzt wird, wobei gleichzeitig durch die Absenkungen des Grundwasserspiegels eine landwirtschaftliche Nutzung der hochwertigen Böden ermöglicht wurde. Die schwelenden Interessenskonflikte im Gewinnungsgebiet des Zweckverbands Landeswasserversorgung wurden im Rahmen eines BMBF-Verbundprojekts "Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten" in den Jahren 2001 bis 2004 untersucht, und in Weiterführung dieser Studie entstand die vorliegende Dissertation.

Ziel dieser Forschungsarbeit ist es, die Ansprüche von Landwirtschaft und Naturschutz in die Bewirtschaftungsstrategie des Wasserversorgungsunternehmens einzubeziehen und in einem Bewertungsverfahren einer objektiv nachvollziehbaren Optimierung zu unterwerfen. Auf dieser Basis lässt sich dann eine optimale Betriebsstrategie für die Deckung des Trinkwasserbedarfs durch die Gesamtentnahme aus unterschiedlichen Brunnen entwickeln. Das Verfahren zur Entscheidungsunterstützung bei der Abwägung der drei beteiligten Interessengruppen wird auf der Grundlage des Bewertungsverfahrens "Composite Programming" systematisch entwickelt, bis zur Anwendungsreife ausformuliert und am Beispiel des Donaurieds praktisch erprobt. Die Zielrichtung der Dissertation ist auf ein allgemein anwendbares, möglichst benutzerfreundliches System zur Entscheidungsunterstützung ausgerichtet und bietet eine gute Basis zur Lösung von Interessenskonflikten bei der Nutzung von Grundwasservorkommen mit dem Ziel einer optimalen Nutzung der Ressource.

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

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Kobus für die Übernahme des Hauptreferats und für seine vielfältigen und stets wertvollen Anregungen zu meiner Arbeit. Des weiteren möchte ich mich bei Herrn Prof. Kaule für die Übernahme des Koreferats und die kritische Durchsicht meines Manuskripts bedanken. Herrn Prof. Bárdossy danke ich für seine freundliche Unterstützung beim Umgang mit Entscheidungsunterstützungssystemen.

Mein besonderer Dank gilt all meinen Kollegen beim Zweckverband Landeswasserversorgung, die mich während meiner Promotion begleitet und ermutigt haben. Insbesondere danke ich Herrn Dr. Haakh, der die Initiative zu meiner Arbeit gab und mich in der Anfangsphase der Dissertation intensiv begleitete. Weiterhin danke ich Herrn Dr. Emmert, der mir dabei half, die Dissertation in die richtigen Bahnen zu lenken. Frau Dr. Winkler danke ich für ihre ermutigenden Worte in der Endphase meiner Promotion.

An dieser Stelle sei auch meinen studentischen Hilfskräften Chen Cui, Birgit Ley und Andreas Hannig für ihre zuverlässige Arbeit und die zeitintensive Aufbereitung der Grundlagendaten gedankt.

Besonders danken möchte ich meiner Frau Martina, die mir während meiner Arbeit stets den Rücken freigehalten hat, die meine „nervlichen Entladungen“ immer mit Humor ertragen hat und ohne deren liebevolle Unterstützung diese Arbeit niemals entstanden wäre.

Langenau, im November 2006

Alexander Schneck

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis ..... **I**

Abbildungsverzeichnis ..... **IV**

Tabellenverzeichnis ..... **VII**

Kurzfassung ..... **IX**

Abstract ..... **XI**

1 Einleitung **1**

1.1 Aufgabenstellung 2

1.2 Ziel und Gliederung der Arbeit 4

1.3 Literaturübersicht 5

1.4 Zum Begriff der Nachhaltigkeit 8

1.4.1 Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft 9

1.4.2 Nachhaltigkeit in der Trinkwasserversorgung 11

1.4.3 Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft 13

1.4.4 Nachhaltigkeit im Naturschutz 14

2 Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz **16**

2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen für die Grundwasserbewirtschaftung 16

2.2 Auswirkungen von Grundwasserentnahmen 17

2.3 Anforderungen der Wasserversorgung an die Grundwassergewinnung 19

2.3.1 Quantitative Anforderungen 20

2.3.2 Qualitative Anforderungen 21

2.3.3 Wirtschaftliche Anforderungen 23

2.4 Anforderungen der Landwirtschaft 26

2.4.1 Wasserverbrauch von Kulturpflanzen 26

2.4.2 Wasseraufnahme aus dem Boden 28

2.4.3 Versorgungsgrad des Bodens 30

2.4.4 Bodenschutz 32

2.5 Anforderungen des Naturschutzes 33

2.5.1 Grundwasserabhängige Landökosysteme 33

2.5.2 Feuchtgebietsabhängige Tierarten 35

2.5.3 Ökologisch begründete Mindestwasserführung 37

3 Bewertungs- und Optimierungssysteme **39**

3.1 Übersicht über Bewertungsverfahren zur Beurteilung von wasserwirtschaftlichen Projekten 40

3.2 Auswahl eines Bewertungsverfahrens für die Zwecke der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung ... 44
3.2.1 Methodik der Nutzwertanalyse ... 47
3.2.2 Methodik des Composite Programming ... 52

3.3 Integration der Ansprüche an die Grundwasserbewirtschaftung in das Bewertungssystem ... 55
3.3.1 Bewertungskriterien und Zielfunktionen der Wasserversorgung ... 55
3.3.2 Bewertungskriterien und Zielfunktionen der Landwirtschaft ... 60
3.3.3 Bewertungskriterien und Zielfunktionen des Naturschutzes ... 64

3.4 Bedeutung der Landnutzung für die Grundwasserbewirtschaftung ... 69

3.5 Zielsystem zur Beurteilung und Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung ... 71

3.6 Abgrenzung des Bewertungs- und Optimierungsraumes ... 74

4 Anwendung des Bewertungssystems für Optimierungszwecke ... 76

4.1 Aufbau eines Prinzipbeispiels ... 76

4.2 Der Bewertungsprozess ... 79

4.3 Der Optimierungsprozess ... 82
4.3.1 Beurteilung des Ist-Zustandes ... 82
4.3.2 Sensitivitätsanalyse ... 82
4.3.3 Alternativenvergleich ... 84
4.3.4 Optimierung mittels nicht-linearer Parameterschätzung ... 88

4.4 Sensitivität des Gesamtnutzwerts ... 89
4.4.1 Wirkungsweise der Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren ... 89
4.4.2 Bedeutung der Schwerpunktbereiche für das Optimierungsergebnis ... 95
4.4.3 Räumliche und zeitliche Differenzierung des Bewertungskriteriums Flurabstand ... 99
4.4.4 Einfluss der trinkwasserbezogenen Bewertungskriterien auf die Bewertung ... 105
4.4.5 Einfluss der Hydrologie auf das Bewertungsergebnis ... 106

4.5 Vorausschauende Entnahmesteuerung ... 109
4.5.1 Prognose der zeitlich veränderlichen Randbedingungen ... 109
4.5.2 Wahl eines geeigneten Prognosezeitraums unter Berücksichtigung von Wirtschaftlichkeitsaspekten ... 116

5 Fallbeispiel: Das Wassergewinnungsgebiet der Landeswasserversorgung im Donauried ... 117

5.1 Überblick über das Untersuchungsgebiet ... 117

5.2 Bewertungskriterien und Zielfunktionen ... 123
5.2.1 Zielfunktionen für den Flurabstand ... 124
5.2.2 Zielfunktionen für die Wassergüteparameter ... 128
5.2.3 Zielfunktion für die Kosten der Wassergewinnung und -aufbereitung ... 128

5.3 Zielsystem und Randbedingungen ... 129

5.4 Bewertung und Optimierung der Förderraten ... 130
5.4.1 Bewertung der tatsächlichen Entnahmeverteilungen ... 133
5.4.2 Optimierung der Entnahmeverteilungen für die tatsächlichen Gesamtförderraten ... 133
5.4.3 Optimierung der Entnahmeverteilungen für Gesamtförderraten von 1000 l/s ... 135
5.4.4 Freie Optimierung der Entnahmeverteilungen ... 137
5.4.5 Zusammenfassung und Interpretation der Optimierungsergebnisse ... 138

6 Zusammenfassende Darstellung des Bewertungs- und Optimierungssystems ... 140

7 Schlussfolgerungen und Ausblick ... 144

7.1 Vorgehensweise zur Ermittlung der optimalen Bewirtschaftungsstrategie ... 144

7.2 Empfehlungen für die Festlegungen im Vorfeld der Optimierungsrechnungen ... 144

7.3 Weitere Schlussfolgerungen ... 145

7.4 Weiterer Forschungsbedarf und Ausblick ... 147

Literaturverzeichnis ... 149

Anhänge ... 161

Anhang A: Summary ... 161

Anhang B: Berechnung des Wasserverbrauchs von landwirtschaftlichen Kulturpflanzen ... 169

Anhang C: Die geologischen Formationen im Donauried und dessen Einzugsgebiet ... 171

Anhang D: Nutzbare Feldkapazitäten und Grenzflurabstände der Böden im Donauried ... 172

Anhang E: Weitergehende Auswertungen zu den Ergebnissen des Fallbeispiels ... 173

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Nachhaltigkeitsdreieck ... 8

Abb. 2.1: Systemabgrenzung für den Wirkungsbereich von Grundwasserentnahmen auf der lokalen Ebene ... 19
Abb. 2.2: Wassergewinnung für die öffentliche Wasserversorgung aus Grund- und Oberflächenwasser in Europa ... 19
Abb. 2.3: Problematische Parameter in den Rohwassermesstellen Baden-Württembergs (Ergebnisse der Beprobung 2000) ... 22
Abb. 2.4: Mittlerer Wasserverbrauch verschiedener Kulturpflanzenbestände im Donauried pro Dekade bei mittlerer Evapotranspiration ... 27
Abb. 2.5: Die Retentionskurve und der Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeit und Wasserspannung bei unterschiedlichen Bodenarten ... 28
Abb. 2.6: Schema zur Bodenwasserbilanz ... 30
Abb. 2.7: Ermittlung des Versorgungsgrads anhand der Retentionskurve ... 31
Abb. 2.8: Nutzungseignung und Standortverträglichkeit von Bodeneinheiten am Beispiel des Donaurieds ... 32
Abb. 2.9: Idealisierte Ganglinie für die Bedürfnisse von Rast- und Wiesenbrutvögeln. Überlagert: idealisierte Grundwasserverläufe von Grünlandplanzengesellschaften ... 36

Abb. 3.1: Strukturmuster und Arbeitsablauf der Nutzwertanalyse ... 48
Abb. 3.2: Hierarchisches Zielsystem (Baumstruktur) von Ober-, Haupt-, Teilzielen und Bewertungskriterien ... 49
Abb. 3.3: Beispiel einer Zielfunktion ... 50
Abb. 3.4: Auswirkung des Kompensationsfaktors p auf die Kompensierbarkeit von Teilzielen ... 53
Abb. 3.5: Wirkungsweise des Kompensationsfaktors p bei einem konstanten Indikatorwert von 0,5 ... 54
Abb. 3.6: Denkbare Verläufe der Zielfunktion für den Wassergüteparameter Nitrat ... 56
Abb. 3.7: Den realen Gegebenheiten angepasste Zielfunktion (Beispiel: Nitratkonzentration im Reinwasserbehälter des Wasserwerks Langenau) ... 57
Abb. 3.8: Kontrollraum für die zu berücksichtigenden Kostenfaktoren ... 58
Abb. 3.9: Zielfunktion des Flurabstands bei Altlasten ... 59
Abb. 3.10: Schema zur exemplarischen Ertragseinschätzung in Abhängigkeit vom sommerlichen Grundwasserflurabstand ... 61
Abb. 3.11: Beispiele für Zielfunktionen von landwirtschaftlich genutzten Flächen ... 62
Abb. 3.12: Bewertung des anzustrebenden Grundwasserflurabstands bei gleichrangiger Berücksichtigung des Trockenmasseertrages, der Torfmineralisation und der Spurengasemission ... 63
Abb. 3.13: Flurabstandsganglinie der Messstelle 4316 ... 66
Abb. 3.14: Monatsmittelwerte des Flurabstands an der Messstelle 4316 ... 66
Abb. 3.15: Perzentile der Monatmittelwerte an der Messstelle 4316 ... 67

Abb. 3.16: Zielfunktion der Hochstaudenfläche im Monat April 67
Abb. 3.17: Zielfunktion und Bezugspunkt für die Mindestwasserführung 68
Abb. 3.18: Absenkungsverhalten des Grundwassers bei Entnahme und Zuordnung von Schwerpunktbereichen 71
Abb. 3.19: Zielsystem zur Beurteilung von Grundwasserentnahmen 73
Abb. 3.20: Flurabstände unter drei Flächen bei Nullentnahme, mittlerer Entnahme und maximaler Entnahme 75

Abb. 4.1: Geländeoberkante und Aquiferbasis des Prinzipmodells 77
Abb. 4.2: Schwerpunktbereiche des Prinzipbeispiels (Modellgebiet in der Draufsicht)..... 77
Abb. 4.3: Zielfunktionen der Wassergüte und Kosten des Mischwassers..... 78
Abb. 4.4: Zielfunktionen für den Flurabstand innerhalb der Schwerpunktbereiche 78
Abb. 4.5: Zielsystem für das Prinzipbeispiel..... 79
Abb. 4.6: Allgemeines Schema zur Bewertung von Grundwasserentnahmestrategien 79
Abb. 4.7: Zielerfüllungsgrade des Flurabstands in den einzelnen Teilflächen 81
Abb. 4.8: Entwicklung des Gesamtnutzwerts bei Einzelentnahmen 83
Abb. 4.9: Gesamtnutzwerte der jeweils besten und schlechtesten Entnahmeverteilungen . 86
Abb. 4.10: Sensitivität des Gesamtnutzwerts auf die Variation der Gewichtungsfaktoren der Zielebene 2 (Kompensationsfaktor p=2) 90
Abb. 4.11: Sensitivität des Gesamtnutzwerts auf die Variation des Kompensationsfaktors auf der Zielebene 2 91
Abb. 4.12: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 1 nach Tab. 4.7 92
Abb. 4.13: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 2 nach Tab. 4.7 92
Abb. 4.14: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 3 nach Tab. 4.7 93
Abb. 4.15: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 4 nach Tab. 4.7 93
Abb. 4.16: Alternative Landnutzung für das Prinzipbeispiel ohne Schwerpunktbereiche.... 96
Abb. 4.17: Beste und schlechteste Entnahmeverteilungen bei alternativer Landnutzung..... 97
Abb. 4.18: Entnahmeverteilungen mit max. Gesamtnutzwert bei einer Landnutzung mit Schwerpunktbereichen 98
Abb. 4.19: Entnahmeverteilungen mit max. Gesamtnutzwert bei einer Landnutzung ohne Schwerpunktbereiche 98
Abb. 4.20: Einflussfaktoren auf die Wahl des Bewertungsgitters für den Flurabstand 99
Abb. 4.21: Auswirkung der Zellengröße auf die Bewertung 100
Abb. 4.22: Bewertung einer Strömungssituation in Abh. von der jahreszeitlich schwankenden Zielfunktion im Schwerpunktbereich Naturschutz (Zielfunktion mit großer Spannweite) 102
Abb. 4.23: Bewertung einer Strömungssituation in Abh. von der jahreszeitlich schwankenden Zielfunktion im Schwerpunktbereich Naturschutz (Zielfunktion mit geringer Spannweite) 102
Abb. 4.24: Bewertung verschiedener Entnahmeverteilungen, wenn kein kapillarer Anschluss der landwirtschaftlichen Flächen notwendig ist..... 103

Abb. 4.25: Bewertung verschiedener Entnahmeverteilungen, wenn ein kapillarer Anschluss der landwirtschaftlichen Flächen notwendig ist (VG < 40 % nFK) 104
Abb. 4.26: Auswirkung unterschiedlicher Nitratkonzentrationen in Brunnen 2 auf die Bewertung ... 105
Abb. 4.27: Bewertung einer Entnahmesituation (Q_i = 60 l/s) bei unterschiedlichen hydrologischen Randbedingungen ... 107
Abb. 4.28: Verlauf der Nitratkonzentrationen im Rohwasser der Fassungen 1 und 3 im Donauried ... 110
Abb. 4.29: Optimierte Entnahmeraten für Q_{ges} = 200 l/s bei Berücksichtigung eines Prognosefehlers für die Nitratkonzentration in den Rohwässern (Whisker-Box-Darstellung) ... 111

Abb. 5.1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet ... 117
Abb. 5.2: Wasserbilanz des Donaurieds ... 118
Abb. 5.3: Bodenkarte des Untersuchungsgebiets ... 119
Abb. 5.4: Realnutzungskartierung des Donaurieds 1999 ... 121
Abb. 5.5: Vegetation der Naturschutzgebiete Langenauer Ried und Leipheimer Moos ... 122
Abb. 5.6: Kompromissvorschlag zur Nutzungsentflechtung im Donauried: Schwerpunktbereiche ... 123
Abb. 5.7: Beispiele für die saisonal veränderlichen Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Naturschutz ... 126
Abb. 5.8: Zielsystem zur Beurteilung der Grundwasserentnahmen im Wassergewinnungsgebiet Donauried ... 130
Abb. 5.9: Ganglinie der Messstelle Langenau-Simontal zwischen Oktober 1998 und April 1999 ... 131
Abb. 5.10: Mittlere monatliche Nitratkonzentrationen in den Rohwässern ... 131
Abb. 5.11: Mittlere monatliche Gesamthärtewerte der Rohwässer ... 132
Abb. 5.12: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Bewertung der tatsächlichen Bewirtschaftung ... 133
Abb. 5.13: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Optimierung der tatsächlichen Gesamtförderraten ... 135
Abb. 5.14: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Optimierung für Gesamtförderraten von 1.000 l/s ... 136
Abb. 5.15: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Optimierung ohne vorgegebene Gesamtförderrate ... 138
Abb. 5.16: Gesamtnutzwerte der Bewertung und Optimierungen für den Zeitraum Oktober 1998 bis April 1999 ... 138

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Stunden- und Tagesspitzenfaktoren in Abhängigkeit von den Einwohnern im Versorgungsbereich ... 20
Tab. 2.2: Grenzwerte der TrinkwV für ausgewählte Wassergüteparameter ... 23
Tab. 2.3: Bedeutung des Versorgungsgrads für die Pflanzenentwicklung ... 31

Tab. 3.1: Äußere Grenzen des Grundwasserflurabstands für grundwasserabhängige Ökosysteme ... 64
Tab. 3.2: Konfliktbeseitigung durch geeignete Wahl von Brunnenstandorten bzw. Anpassung der Landnutzung ... 70

Tab. 4.1: Wasserqualität und Kosten der Rohwässer in den Brunnen des Prinzipmodells 78
Tab. 4.2: Mittlere Zielerfüllungsgrade innerhalb der Schwerpunktbereiche/Wertstufen ... 80
Tab. 4.3: Zielerfüllungsgrade für die Bewertungskriterien der Wasserversorgung ... 81
Tab. 4.4: Teilnutzwerte und Gesamtnutzwert der untersuchten Bewirtschaftungsstrategie ... 81
Tab. 4.5: Untersuchte Entnahmeverteilungen für eine Gesamtentnahme von 200 l/s ... 85
Tab. 4.6: Entnahmeverteilungen mit maximalem Gesamtnutzwert für verschiedene Gesamtentnahmen ... 86
Tab. 4.7: Vorgabe von Zielerfüllungsgraden für sieben festgelegte Alternativen und Gewichtungsverteilungen ... 92
Tab. 4.8: Bedeutung und praktische Auswirkungen des Kompensationsfaktors in Abb. 3.19 ... 94
Tab. 4.9: Empfehlungen für den Umgang mit Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren im Zielsystem ... 95
Tab. 4.10: Bewertungsergebnisse der Entnahmeverteilung $Q_{Br.1}$=20 l/s, $Q_{Br.2}$=20 l/s, $Q_{Br.3}$=120 l/s ... 97
Tab. 4.11: Optimale Förderraten für Q_{ges} = 200 l/s bei verschiedenen Nitratkonzentrationen im Rohwasser des Brunnens 2 ... 106
Tab. 4.12: Optimale Entnahmeraten bei hohen, mittleren und niedrigen Grundwasserständen ... 108

Tab. 5.1: Übersicht über die Fassungsanlagen der Landeswasserversorgung im Donauried ... 120
Tab. 5.2: Mittlere Nitratkonzentration und Gesamthärte in den Rohwässern der Fassungen ... 120
Tab. 5.3: Zuordnung der Vegetationsstrukturen nach MÄCK zu Biotoptypen gem. BfN-Standardbiotoptypenliste ... 122
Tab. 5.4: Eckpunkte der Zielfunktionen auf den naturschutzbedeutsamen Flächen (Kernzone) ... 125
Tab. 5.5: Eckpunkte der Zielfunktionen im land- u. forstwirtschaftl. genutzten Umfeld (Pufferzone) ... 125
Tab. 5.6: Eckpunkte der Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Landwirtschaft ... 127

Tab. 5.7: Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Wasserwirtschaft 128
Tab. 5.8: Eckpunkte der Zielfunktionen für die Wassergüteparameter Nitrat und Gesamthärte 128
Tab. 5.9: Fassungsspezifische Kosten der Wassergewinnung und -aufbereitung 129
Tab. 5.10: Eckpunkte der Zielfunktion zur Berücksichtigung des Kostenaspekts 129
Tab. 5.11: Mittlere monatliche Förderraten aus den Fassungen im Donauried zwischen Oktober 1998 und April 1999 132
Tab. 5.12: Optimierungsgrenzen der Förderraten 134
Tab. 5.13: Optimierte mittlere monatliche Föderraten für die tatsächlichen Gesamtförderraten 134
Tab. 5.14: Optimierte mittlere monatliche Föderraten für Gesamtförderraten von 1.000 l/s 136
Tab. 5.15: Optimierte mittlere monatliche Föderraten ohne Vorgabe der Gesamtförderraten 137

Kurzfassung

Grundwasserentnahmen zum Zwecke der öffentlichen Trinkwasserversorgung führen in den Wassergewinnungsgebieten zur Absenkung der natürlichen Grundwasserstände und können sich daher negativ auf andere Grundwassernutzer auswirken. Sie bewirken beispielsweise Änderungen in den Standortbedingungen für die grundwasserabhängige Tier- und Pflanzenwelt und die landwirtschaftliche Nutzung.
Bei der Existenz mehrerer Gewinnungsanlagen lässt sich die Gesamtentnahme auf die verschiedenen Brunnen verteilen, so dass hier eine Möglichkeit zur aktiven Steuerung der Förderraten gegeben ist. Dadurch ist es möglich, die Eingriffsintensität der Entnahme auf die anderen Nutzer zu minimieren. Doch durch die Entnahme aus verschiedenen Brunnen ergeben sich auch für die Wasserversorgung Anforderungen, beispielsweise hinsichtlich der Qualität des Mischwassers.

Vor diesem Hintergrund gilt es, ein Werkzeug zu entwickeln, mit dessen Hilfe die optimalen Förderraten schnell errechnet werden können, wobei die verschiedenartigen Anforderungen der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes berücksichtigt werden. Gleichzeitig muss aber auch der Frage nachgegangen werden, welche Gesamtförderrate optimal im Sinn einer nachhaltigen Entwicklung des Wassergewinnungsgebietes ist.
Dazu wird in der vorliegenden Arbeit ein Bewertungs- und Optimierungssystem für die Grundwasserbewirtschaftung entwickelt und anhand des Langenauer Donaurieds seine Praxistauglichkeit unter Beweis gestellt. Das System nutzt die Rechenergebnisse von numerischen Grundwassermodellen und wertet diese zusammen mit anderen ökologischen und sozioökonomischen Bewertungskriterien aus. Der errechnete Gesamtnutzwert einer Bewirtschaftungsalternative erlaubt nun eine Aussage darüber, wie nah man der angestrebten nachhaltigen Lösung ist und macht verschiedene Alternativenbewertungen direkt miteinander vergleichbar. Mit Hilfe eines gekoppelten Optimierungsalgorithmus‘ lässt sich so schnell die bestmögliche Bewirtschaftungsstrategie unter vorgegebenen Randbedingungen ermitteln.

Eine solch umfassende Betrachtung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen erfordert den Einsatz eines multikriteriellen Bewertungssystems. Bei den durchgeführten Untersuchungen hat sich das Bewertungsverfahren Composite Programming als am besten geeignet für die vorliegende Fragestellung dargestellt. Die Arbeit stellt Schritt für Schritt dar, wie die einzelnen Bewertungskriterien und Zielvorgaben zu ermitteln sind, wie die einzelnen Teilbewertungen zu einer nachvollziehbaren Gesamtbewertung gebündelt werden und wie die gewonnenen Informationen genutzt werden können, um die Grundwasserbewirtschaftung zu optimieren. Umfassend wird in der Arbeit die Sensitivität der Bewertungs- und Optimierungsergebnisse auf die einwirkenden Randbedingungen untersucht und dargestellt. Aus den Untersuchungsergebnissen werden weiterhin Hinweise zum Umgang mit den nicht objektivierbaren Parametern abgeleitet, um die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit auf andere Gebiete zu erleichtern.

Als Ergebnis der Arbeit steht ein Werkzeug zur Verfügung, mit dessen Hilfe Grundwasserentnahmen zukünftig für die Nutzergruppen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Natur verträglicher gestaltet werden können. Ein solches Werkzeug ist insbesondere vor dem Hintergrund der in den kommenden Jahren umzusetzenden EU-Wasserrahmenrichtlinie (Vermeidung signifikanter Schädigungen grundwasserabhängiger Landökosysteme) dringend notwendig.

Abstract

The abstraction of groundwater for public water supply causes the drawdown of the piezometric heads within water catchment areas. Hence it may affect other groundwater users negatively. For example, it may change the environmental conditions for groundwater-dependent flora and fauna as well as the agricultural usability of the area.
If there is more than one water abstraction site, the total extraction rate can be distributed on the various wells in manifold ways. This means that it is possible to manage the extraction rates actively and to minimize the impacts of the withdrawal on other stakeholders. However, mixing raw waters from different wells also leads to specific requirements for water supply itself, e.g. with regard to quality problems.

Against this background a new tool has to be developed to calculate ideal extraction rates quickly taking into account the diverse demands and requirements of water supply, agriculture and ecology simultaneously. At the same time, it has to be investigated which is the ideal total extraction rate to support a sustainable development of the water catchment area. In the thesis at hand an evaluation and optimization system is developed and tested for practical use by applying it in the Langenauer Donauried. The system uses calculation results of numerical groundwater models and evaluates them in combination with other ecological and socio-economic evaluation criteria. The calculated total utility value allows to assess the sustainability of a groundwater management strategy and makes different management strategies directly comparable. With the aid of a conjunct optimization algorithm the best possible groundwater management strategy for predetermined boundary conditions can be calculated within a short time.

A comprehensive consideration of the impacts of groundwater abstractions as such demands the use of a multicriterial evaluation system. The evaluation method Composite Programming turned out to be most suitable for the given problem. The thesis demonstrates step by step how relevant evaluation criteria and objectives are derived, and how single evaluations are bundled up into an objective total evaluation. It also shows how the results of the optimization can be used to improve groundwater management. A focus is put on the investigation and explanation of the sensitivity of evaluation and optimization results to the relevant boundary conditions and constraints. Furthermore hints for the use of the subjective parameters are derived from the investigations to ease the adaptability of the system to other areas.

The result is a tool that allows the user to find better groundwater management strategies, taking into account the demands of all stakeholders. Regarding the targets of the European Water Framework Directive (avoid significant deterioration of groundwater-dependent terrestrial ecosystems) such a tool is urgently needed.

1 Einleitung

Jede Grundwasserentnahme stellt einen anthropogenen Eingriff in den natürlichen Wasserhaushalt eines Gebietes dar. Die Entnahmen aus oberflächennahen Grundwasserleitern sind in der Regel mit einer Absenkung des Grundwasserspiegels im Zustrombereich der Brunnen und Fassungsanlagen verbunden, sofern nicht Oberflächengewässer durch verstärkte Infiltration das Grundwasserniveau stabilisieren. Dadurch ändern sich die natürlichen Fließverhältnisse, die in den Jahrzehnten und Jahrhunderten zuvor die Entwicklung von einzigartigen, von Gebiet zu Gebiet unterschiedlichen Landschaftsbildern, Vegetationsformen und Landnutzungen ermöglicht haben.

Ein genereller Verzicht auf die Entnahme von Grundwasser zur Trinkwassergewinnung ist in vielen Ländern ausgeschlossen. Aufgrund seiner hervorragenden natürlichen Eigenschaften ist Grundwasser heute die wichtigste Ressource für die öffentliche Trinkwasserwasserversorgung in Deutschland und Europa und die Verbraucher verlassen sich darauf, von ihrem Wasserversorger jederzeit qualitativ einwandfreies Trinkwasser in ausreichender Menge zur Verfügung gestellt zu bekommen. Gleichwohl bedeuten die Entnahmen in den Wassergewinnungsgebieten selbst Veränderungen der Standortbedingungen für die natürliche Flora und Fauna sowie für die landwirtschaftliche Nutzbarkeit der Flächen. Grundwasser hat hier mehrere, teilweise gegensätzliche Funktionen zu erfüllen, so dass mit der Entnahme grundsätzlich ein Konfliktpotenzial zwischen der Wassergewinnung für die Trinkwasserversorgung und den Wasseransprüchen durch Natur und Landwirtschaft verbunden ist. Zur Minimierung dieses Konfliktpotenzials ist die Wasserversorgung bestrebt, die negativen Auswirkungen auf weitere „Wassernutzer“ möglichst gering zu halten oder wenn möglich, gar zu vermeiden.

Die umfassende Berücksichtigung weiterer und zukünftiger Interessen bei allen Maßnahmen und Planungen ist der Kernpunkt des 1992 in Rio de Janeiro vereinbarten Ziels der nachhaltigen Entwicklung. Während dieses Ziel nach und nach Eingang in die nationale und internationale Gesetzgebung findet, fehlen für die tägliche praktische Umsetzung nach wie vor geeignete Instrumente und Werkzeuge, die dieses Ziel konkretisieren und operationalisieren. In der vorliegenden Arbeit wird ein neuartiges Verfahren entwickelt und zur Diskussion gestellt, welches die Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes zur Unterstützung der nachhaltigen Entwicklung des Gesamtgebietes bewertet und optimiert.

Wesentliche Teile dieser Arbeit entstanden im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundprojektes „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“, das im Zeitraum 1.3.2001 bis 30.6.2004 vom Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart und der Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner, Stuttgart bearbeitet wurde.

1.1 Aufgabenstellung

Grundwasser stellt aufgrund seiner hohen natürlichen Reinheit die wichtigste Wasserressource der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Deutschland dar. Die Versorgung der Bevölkerung mit qualitativ hochwertigen Trinkwasser in ausreichender Menge ist die zentrale Aufgabe von öffentlichen und privaten Wasserversorgungsunternehmen. Grundwasserbrunnen wurden und werden zur Effizienzoptimierung in besonders wasserreichen Gebieten mit einem hohen Grundwasserdargebot niedergebracht. Aus Kostengründen wird dabei der Erschließung der oberflächennahen Grundwasservorkommen üblicherweise der Vorzug vor der Erschließung tieferer Grundwasserstockwerke gegeben.

In solchen wasserreichen Gebieten kann sich bei natürlicherweise oberflächennahen Grundwasserständen eine feuchtgebietstypische Tier- und Pflanzenwelt etablieren. Die hohe Bedeutung der Feuchtgebiete für den Naturschutz spiegelt sich in der Ausweisung zahlreicher Naturschutzgebiete und internationalen Schutzvereinbarungen zum Erhalt von Feuchtgebieten wider. Gerade diese Feuchtgebiete reagieren jedoch sehr sensibel auf Änderungen der natürlichen Wasserverhältnisse, wie sie beispielsweise durch Grundwasserentnahmen hervorgerufen werden können. Diese führen unweigerlich zu einer Degradation oder schlimmstenfalls zum Verlust der Feuchtbiotope.
An eine intensive landwirtschaftliche Nutzung von Feuchtgebieten war ursprünglich nicht zu denken, da Kulturpflanzen mit diesen feuchten Bedingungen nicht zurechtkommen und Flächen mit sehr hohen Grundwasserständen daher keinen ausreichenden Ertrag liefern. Dies ändert sich durch eine großräumige Grundwasserabsenkung durch Grundwasserentnahmen. Flächen, die ursprünglich nicht oder nur extensiv nutzbar waren, können nun auch intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Die Landwirtschaft profitiert dabei auch vom hohen Nährstoffgehalt der Böden, die ursprünglich unter anaeroben Bedingungen als Stoffsenken fungierten. In vielen ehemaligen Feuchtgebieten ist daher heute eine intensive landwirtschaftliche Nutzung zu finden.

Die Entnahme von Grundwasser kann also zu Verschlechterungen der Lebensbedingungen feuchtigkeitsliebender Tier- und Pflanzenarten führen, während sie eine intensive landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes erst ermöglicht. Das gestiegene Umweltbewusstsein der Bevölkerung in den vergangenen Jahrzehnten zwingt die Wasserversorgungsunternehmen bereits seit langem dazu, bei der Bewirtschaftung ihrer Wassergewinnungsanlagen stärker auf die Belange des Umwelt- und Naturschutzes Rücksicht zu nehmen. Auf der anderen Seite stellt der Ertrag ihrer Äcker eine existenzielle Lebensgrundlage für die Landwirte dar. Die Wasserversorgung steht hier vor einem Dilemma und Konflikte mit zumindest einer der beiden Seiten sind quasi vorprogrammiert (KOBUS, 1996). Hier gilt es, unter Berücksichtigung des Prinzips der nachhaltigen Entwicklung, einen für alle drei Interessensgruppen tragfähigen Kompromiss hinsichtlich der Bewirtschaftung der Ressource Grundwasser zu finden.

Wasserwirtschaft bedeutet zunächst ganz allgemein die zielbewusste Ordnung aller menschlichen Einwirkungen auf das Wasser (DIN 4049-1). Im Zusammenhang mit der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung sind damit all jene Maßnahmen zu sehen, die geeignet sind, Verbesserungen bezüglich der Quantität und der Qualität des Grundwassers herbeizuführen. Dies können einerseits Optimierungen der Entnahmeraten aus bestehenden Grundwassergewinnungsanlagen, andererseits aber auch die Optimierung der Brunnenstandorte selbst sein. Weiterhin hat die Landnutzung einen wesentlichen Einfluss auf den Grundwasserhaushalt sowie die Grundwasserbeschaffenheit, so dass die Optimierung der Landnutzung ebenfalls einen Bestandteil der nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung darstellen kann.

Es stellt sich daher die Frage, wie eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Anforderungen der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes auszusehen hat und wie diese erreicht werden kann. Bislang fehlen geeignete Werkzeuge, mit denen Bewirtschaftungsstrategien auf der Grundlage transparenter Kriterien bezüglich ihrer Nachhaltigkeit bewertet bzw. die Grundwasserentnahmen im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung des Gesamtsystems Wasserversorgung-Landwirtschaft-Naturschutz optimiert werden können. Die existierenden Optimierungssysteme berücksichtigen lediglich einzelne Grenzflurabstände als Restriktionen für die Grundwasserentnahmen und sind dabei wenig flexibel. Als Folge dessen werden die Interessen der Wasserversorger bezüglich der Grundwasserentnahme nicht im notwendigen Umfang berücksichtigt.

Zur Berechnung von Wasserbilanzen und Grundwasserständen wurden in den letzten Jahrzehnten zunehmend numerische Grundwassermodelle eingesetzt. Bei entsprechend guter Eichung stellen diese hochpräzise Berechnungswerkzeuge dar, die in vielen Wassergewinnungsgebieten bereits als prognosefähige Bewirtschaftungsmodelle zur Verfügung stehen. Es muss aber festgestellt werden, dass die Entwicklung der Optimierungssysteme für die Grundwasserbewirtschaftung mit der Entwicklung der Grundwassermodelle nicht Schritt gehalten hat. Während die Berechnungsergebnisse der Grundwassermodelle heute vielfach als gut bis sehr gut betrachtet werden können, wenden noch heute viele Wasserversorger die lineare Optimierungstechnik zur Optimierung ihrer Entnahmen an, die sich auf wenige, zuvor ausgewählte Restriktionspunkte stützt (z.B. NILLERT et al., 2003). Dabei stellen Grundwassermodelle weitaus mehr Informationen zur Verfügung, die üblicherweise bei der Optimierung nicht berücksichtigt werden.

Weiterhin werden die Interessen des Wasserversorgers bezüglich Qualität und Kosten des Trinkwassers in den existierenden Optimierungsverfahren nicht mitberücksichtigt. Hier muss ein neuer Ansatz zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung gefunden werden, der auch den Belangen der Wasserversorgung in vollem Umfang Rechnung trägt. Es gilt daher, unter Einbeziehung von Grundwassermodellen, ein einfach zu handhabendes, leicht verständliches und mit geringem Aufwand zu kalibrierendes Bewirtschaftungsmodell zu entwickeln, welches die Anforderungen der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes in sich vereinigt und dem Prinzip der nachhaltigen Entwicklung Rechnung trägt.

1.2 Ziel und Gliederung der Arbeit

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Ermittlung einer optimalen, nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftungsstrategie innerhalb eines Grundwassergewinnungsgebietes unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und der Belange des Naturschutzes. Im Vordergrund steht dabei die Frage, welche Gesamtentnahme das Optimum im Sinne einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung darstellt und wie diese auf mehrere Wassergewinnungsanlagen (Brunnen oder Fassungen) optimal verteilt werden kann. Weiterhin gilt es zu untersuchen, wie eine vorgegebene Gesamtentnahme, die sich aus dem bereitzustellenden Trinkwasserbedarf ergibt, auf die Grundwassergewinnungsanlagen zu verteilen ist, so dass die Auswirkungen der Entnahme auf die drei Nutzergruppen möglichst gering gehalten werden können. Dabei soll nicht versucht werden, die hydrologischen Verhältnisse auszugleichen, sondern im Rahmen der betrieblichen Möglichkeiten die bestmögliche Entnahmeverteilung zu finden.

Dazu muss ein neuartiges und auf beliebige Wassergewinnungsgebiete übertragbares Bewertungssystem entwickelt werden, welches in der Lage ist, die verschiedenartigen Ansprüche der drei Gruppen in sich zu vereinen und die Identifikation der besten Bewirtschaftungsstrategie ermöglicht. Hierfür müssen auf der lokalen Ebene Bewertungs- und Optimierungskriterien erarbeitet werden, die flächendeckend und zeitlich differenziert für jeden Bewertungspunkt im Untersuchungsgebiet eine Beurteilung der gewählten Bewirtschaftungsstrategie erlauben. Als Berechungswerkzeug für Flurabstände kommt dabei ein instationär geeichtes Grundwassermodell zum Einsatz, welches nach dem Finite-Differenzen-Verfahren arbeitet.

Neben den quantitativen Aspekten der Grundwasserbewirtschaftung müssen bei der Bewertung auch qualitative und wirtschaftliche Gesichtspunkte berücksichtigt und zur Beurteilung der gewählten Entnahmestrategie herangezogen werden. Zunehmende qualitative Probleme in den Rohwässern von Trinkwasserbrunnen und der ständig steigende wirtschaftliche Druck auch auf die öffentliche Wasserversorgung machen eine solch umfassende Betrachtungsweise des Themas unumgänglich. Dadurch vergrößert sich die Komplexität des Optimierungsproblems. Das Bewertungssystem muss daher in der Lage sein, alle für die Grundwasserbewirtschaftung relevanten Kriterien zu bewerten und eine systematische Optimierung der Bewirtschaftungsstrategie ermöglichen.

In der jüngeren Vergangenheit sind mehrere Arbeiten erschienen, die sich mit der Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft bzw. einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung beschäftigen (z.B. HORSCH et al., 2001; STEINBERG et al., 2002). Diesen Arbeiten ist gemein, dass sie aus zuvor festgelegten Alternativen diejenige identifizieren, die am ehesten dem Leitbild der Nachhaltigkeit entspricht. Bei dieser Vorgehensweise wird bereits bei der Auswahl und Festlegung der Alternativen eine Vorauswahl getroffen und damit der potenzielle Lösungsraum zur Ermittlung der optimalen Alternative eingeschränkt. In der vorliegenden Arbeit sollen hingegen keine Alternativen vorgegeben werden, um so die Ermittlung der besten Alternative nicht von vorneherein zu beeinflussen.

In Kap. 1.4 wird zunächst ein Überblick über die in der Fachliteratur gebräuchlichen Definitionen für Nachhaltigkeit in der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und im Naturschutz gegeben, auf deren Grundlage sich einordnen lässt, welche Möglichkeiten sich mittels einer gezielten Grundwasserbewirtschaftung bieten, um zu einer nachhaltigen Entwicklung des Gesamtgebiets beizutragen. In Kap. 2 werden darauf aufbauend die konkreten Anforderungen von Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz hinsichtlich einer optimalen und nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung dargestellt (Kap. 2.3 bis 2.5), um daraus für die nachfolgenden Bewertungen und Optimierungen ein konsistentes Bewirtschaftungsleitbild ableiten zu können.
Bevor damit jedoch begonnen werden kann, muss zunächst ein geeignetes Bewertungsverfahren gefunden werden, in das die vielfältigen Anforderungen an die Grundwasserbewirtschaftung vollständig integriert werden können (Kap. 3.1 bis 3.3). In diesem Zusammenhang ist es auch von Interesse, welche Rolle die Landnutzung für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung spielt (Kap. 3.4). Mit der Bündelung der Beurteilungen einzelner Auswirkungen von Entnahmen auf die drei Nutzer zu einer eindeutigen Gesamtbewertung steht in Kap. 3.5 dann das Bewertungssystem für die Grundwasserbewirtschaftung zur Verfügung.
Im zentralen Teil dieser Arbeit (Kap. 4) wird dargestellt, wie dieses Bewertungssystem für Optimierungszwecke eingesetzt werden kann. Die Anwendung wird zunächst anhand eines einfachen, stationären Prinzipbeispiels (Kap. 4.1) aufgezeigt: Die Optimierung (Kap. 4.3) beruht auf einer zielgerichteten Aneinanderreihung von Bewertungen (Kap. 4.2) mit dem Ziel, die beste Bewirtschaftungsalternative mit einem maximalen Gesamtnutzen zu identifizieren. Ob und wie stark sich verschiedene Parameter und Einflussgrößen auf das Bewertungs- und Optimierungsergebnis auswirken, wird in Kap. 4.4 diskutiert. Schließlich muss auch die zeitliche Veränderlichkeit der auf die Grundwasserbewirtschaftung einwirkenden äußeren Randbedingungen analysiert werden, um daraus einen Prognosezeitraum für die planende Grundwasserbewirtschaftung ableiten können (Kap. 4.5).
Das Bewertungs- und Optimierungssystem wird in Kap. 5 auf das durch den Zweckverband Landeswasserversorgung genutzte Wassergewinnungsgebiet im Donauried angewandt. Es soll dazu genutzt werden, die Förderraten von sechs Grundwasserfassungen in einem mehrmonatigen Zeitraum instationär zu bewerten und zu optimieren. Die Optimierungen erfolgen dabei sowohl mit als auch ohne vorgegebene Gesamtförderrate.
Das neue Verfahren zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes wird in Kap. 6 zusammenfassend dargestellt. In Kap. 7 werden schließlich die im Rahmen der Untersuchungen gezogenen Schlussfolgerungen zusammengefasst und ein Ausblick auf die Anwendungsmöglichkeiten des neuen Systems sowie den zukünftigen Forschungsbedarf gegeben. Eine englischsprachige Zusammenfassung der Ergebnisse findet sich in Anhang A.

1.3 Literaturübersicht

Die Bedeutung des Grundwasserflurabstandes für die Beurteilung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf eine grundwasserabhängige Vegetation wurde bereits von LINDNER (1983) beschrieben. Das von ihm entwickelte Optimierungsmodell basiert auf der linearen Optimierung und wurde ausgehend von gespannten Strömungsverhältnissen auf

Grundwasservorkommen mit freier Oberfläche übertragen. Die Optimierung der Entnahmen erfolgt anhand weniger ausgewählter Bewertungspunkte, für die ausgehend von der aktuellen Vegetation Grenzflurabstände festgelegt werden. Dadurch kommt es zu einer einheitlichen und undifferenzierten Gewichtung der Beobachtungspunkte. Bereits die Auswahl der Beobachtungspunkte setzt bei dieser Vorgehensweise ein hohes Maß an Verständnis für die komplexen Wirkungszusammenhänge im untersuchten Gebiet voraus. Falsch ausgewählte Bewertungspunkte können daher zu fehlerhaften Optimierungsergebnissen führen.

Dieser Einschränkung unterliegt auch der Vorschlag von HAARHOFF (1990), der erstmalig Grundwasserentnahme, Landwirtschaft und Naturschutz gleichzeitig berücksichtigt und mittels einer Bewertungsmatrix zueinander ins Verhältnis setzt. Dabei berücksichtigt er auch die saisonale Variabilität der Ansprüche an den Grundwasserhaushalt. Die von ihm vorgestellte Bewertungsmatrix lässt eine Beurteilung der Entnahmesteuerung anhand ausgewählter Bewertungsparameter zu, eignet sich aber nur sehr bedingt für Optimierungsfragen, da kein Kriterium zur Bestimmung der optimalen Entnahmesteuerung im Sinne eines anzustrebenden Gesamtziels bereitgestellt wird. Die qualitativen und wirtschaftlichen Anforderungen der Wasserversorgung werden bei dieser Arbeit wie auch bei der Arbeit von LINDNER in keiner Weise berücksichtigt.

Den bislang wohl umfassendsten Ansatz zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung in Deutschland stellt der „Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried“ dar (REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT, 1999). Der auf einer überregionalen Skala angesiedelte Ansatz koordiniert die Grundwasserentnahmen und -anreicherungsmaßnahmen im Hessischen Ried, wobei neben dem Naturschutz und der Landwirtschaft auch die Belange von Forstwirtschaft und Siedlungsgebieten mitberücksichtigt werden. Die Grundwasserbewirtschaftung richtet sich dabei wiederum nach ausgewählten Referenzpegeln, für die naturräumliche und nutzungsspezifische Richtwerte mittlerer Grundwasserstände sowie obere und untere Grenzgrundwasserstände definiert wurden. Der Bewirtschaftungsplan ist als Instrument der wasserwirtschaftlichen Fachplanung zur Steuerung wasserrechtlicher Entscheidungen zu sehen. Er hat in erster Linie zum Ziel, ein zu starkes Absinken des Grundwasserniveaus zu verhindern, qualitative und wirtschaftliche Auswirkungen werden auch hier nicht betrachtet. Optimale Entnahmeverteilungen sind aus dem Bewirtschaftungsplan nicht abzuleiten.

KOBUS & MÖDINGER (2002) untersuchen in ihrer Studie die Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit. Aufbauend auf Bewertungskriterien zur Beurteilung der Nachhaltigkeit werden die gegenwärtige Grundwasserbewirtschaftung analysiert und Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Nutzung der Ressource erarbeitet. Die allgemeinen Empfehlungen basieren auf ausgewählten Szenariobetrachtungen, die mit einem großräumigen stationären Grundwassermodell berechnet wurden. Lokale Detailfragen lassen sich daher mit der Studie nicht beantworten. Die Studie beschränkt sich auf die Beeinflussung nutzungsbedingter Eingriffe in den Grundwasserhaushalt, steuernde wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur zumindest teilweisen Kompensation der natürlichen Grundwasserschwankungen werden nicht in Betracht gezogen.

Mit der umweltverträglichen Grundwasserbewirtschaftung in den hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste befassen sich PETERSEN et al. (2003). Sie erarbeiten umweltverträgliche Grundlagen für Steuerungsmechanismen bei der Grundwassernutzung im Spannungsfeld von Grundwassergewinnung, Naturschutz und Tourismus. Der auf Küstenregionen zugeschneiderte Ansatz zeichnet sich vor allem durch ein neu entwickeltes Feuchteklassen-System für grundwasserabhängige Pflanzengesellschaften aus. Neben der Lage der unteren Grenze der Süßwasserlinse bietet dieses einen Kontrollmechanismus für die Grundwasserförderung. Die Aussagen zur Entnahmesteuerung an den Brunnen erschöpfen sich in allgemeinen Handlungsempfehlungen, konkrete Steuerungsmodelle zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung bei Nutzungskonflikten stellt der Beitrag nicht zur Verfügung.

HORNBOGEN (1998) weist auf das Forschungsdefizit im Bereich der Bewirtschaftung von Wasserressourcen unter dem Primat der Nachhaltigkeit sowie auf die nach wie vor ungelöste Frage der Bewertung und Gewichtung unterschiedlicher Nutzer der Wasserressourcen bei einer nachhaltigen Bewirtschaftung hin. Ökologische, ökonomische und soziologische Bewertungsansätze müssten zu einer ganzheitlichen Projektbewertung gebündelt werden. KAHLENBORN & KRAEMER (1999) stellen die fehlende Existenz von quantitativ messbaren Indikatoren zur Beurteilung der Nachhaltigkeit in den einzelnen Teilbereichen der Wasserwirtschaft fest. Insbesondere fehle eine Verzahnung von qualitativen und quantitativen Aspekten der Wasserwirtschaft. Einen ersten, wenn auch sehr groben Ansatz zur Lösung dieser Fragen stellen STEINBERG et al. (2002) vor. Mit Hilfe der Hasse-Diagramm-Technik wurde ein auf alle Belange der Wasserwirtschaft eingehendes Bewertungssystem vorgestellt, welches aber für die Beantwortung konkreter Fragestellungen im Bereich der Grundwasserbewirtschaftung und insbesondere der Optimierung nicht ausreicht.

Die Literaturübersicht zeigt, dass bislang kein Bewertungs- und Optimierungssystem für die Grundwasserbewirtschaftung existiert, welches die quantitativen, qualitativen und ökonomischen Auswirkungen von Grundwasserentnahmen zusammenfassend bewertet. Während in der Vergangenheit das Hauptaugenmerk darauf gerichtet wurde, Bewertungskriterien für die Nachhaltigkeit von Grundwasserentnahmen zu identifizieren und zu quantifizieren, bleiben die bisherigen Bewertungsansätze die Antwort nach einer nachvollziehbaren und übertragbaren Bündelung dieser Kriterien zu einem Gesamtbewertungssystem schuldig. Die Übersicht zeigt weiterhin deutlich die derzeit gängige Praxis, die Grundwasserstandsverhältnisse anhand einzelner Beobachtungspunkte zu bewerten. Diese Vorgehensweise wird jedoch aus zwei Gründen als nicht ausreichend erachtet:

1. Die Flurabstände der Beobachtungspunkte müssen repräsentativ für ihr Umfeld sein. Dies ist streng genommen nur bei einem vollkommen ebenen Gelände und einem vernachlässigbar geringem Piezometerhöhengradienten der Fall. Sind diese Voraussetzungen nicht erfüllt, wird lediglich der Beobachtungspunkt selbst korrekt bewertet.
2. Die Auswahl der Beobachtungspunkte erfordert ein hohes Maß an ökologischem und hydrogeologischem Fachwissen. Schlecht oder falsch ausgewählte Punkte können zu einer Verzerrung des Optimierungsergebnisses oder gar zu einer „Schein-Optimierung“ führen.

1.4 Zum Begriff der Nachhaltigkeit

Mit dem Ziel der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung soll ein Beitrag zur Nachhaltigkeit in Wassergewinnungsgebieten geleistet werden. Es ist daher notwendig, die Bedeutung des Begriffes „Nachhaltigkeit“ aus dem Blickwinkel der Wasserwirtschaft im allgemeinen sowie der Trinkwasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes im speziellen näher zu beleuchten.
Der Begriff entstammt ursprünglich der Forstwirtschaft und wurde 1713 von Carl von Carlowitz eingeführt (SCHOLLES, 2000). Danach durfte den Wäldern nur soviel Holz entnommen werden, wie in einem bestimmten Zeitraum nachwachsen konnte, um so die Holznachfrage auf lange Sicht decken zu können (SCHULZ, 1999). Obwohl Carlowitz den Begriff bereits weiter fasste, wurde er in der Folgezeit rein quantitativ als Gleichgewicht zwischen Anbau und Entnahme interpretiert (SCHOLLES, 2000). Seit dem Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (dem sog. Brundtland-Report; WCED, 1987) wird der Begriff jedoch weitaus umfassender verwendet. In diesem Bericht wurde der Begriff erstmals in seiner heutigen Begrifflichkeit verwendet:

„Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs”

Aus dieser Definition leitete sich das 3-Säulen-Modell ab, wonach eine nachhaltige Entwicklung dann gegeben ist, wenn ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Aspekte bei allen Planungen und Maßnahmen gleichermaßen berücksichtigt werden. Eine nachhaltige Entwicklung strebt danach ein ausgewogenes Verhältnis von Umweltschutz, Wirtschaftlichkeit und gesellschaftlicher Akzeptanz an (Abb. 1.1).

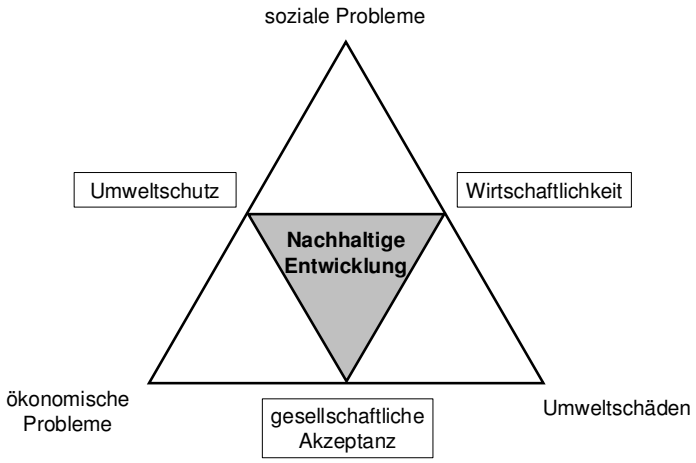


Abb. 1.1: Nachhaltigkeitsdreieck (nach KOBUS, 1997)

Die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages hat 1994 für das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung vier Grundanforderungen formuliert (zitiert in: KAHLENBORN & KRAEMER, 1999):

1. Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll deren Regenerationsrate nicht überschreiten. Dies entspricht der Forderung nach Aufrechterhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit, d.h. (mindestens) nach Erhaltung des von den Funktionen her definierten ökologischen Realkapitals.
2. Nicht-erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang genutzt werden, in dem ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren sowie der nicht-erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.
3. Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren, wobei alle Funktionen zu berücksichtigen sind, nicht zuletzt auch die „stille“ und empfindlichere Regelungsfunktion.
4. Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muss im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen.

Doch auch über zehn Jahre nach der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro/Brasilien ist es nur schwer zu beurteilen, ob bestimmte Handlungsweisen nun nachhaltig sind oder nicht. Die Diskrepanz zwischen politischem Willen einerseits und einer praxisorientierten Umsetzung des Prinzips andererseits ist auch im Bereich der Wasserwirtschaft nach wie vor evident. Ein Hauptgrund für die fehlende Umsetzung auf eine regionale oder lokale Ebene liegt sicher in der fehlenden Greifbarkeit dieses Begriffes. So dürfte den meisten Menschen die Bedeutung des Begriffes Nachhaltigkeit mittlerweile zwar bewusst sein, jedoch fehlen vielfach noch geeignete Mechanismen zur Quantifizierung. Mit dieser Frage beschäftigten sich in den vergangenen Jahren zahlreiche Forschungsvorhaben und Veröffentlichungen. Das Dilemma liegt darin, dass Nachhaltigkeit nicht allgemeingültig quantifiziert werden kann (SCHUH, 2001). Nachhaltigkeit ist immer an eine konkrete Fragestellung in einem bestimmten Gebiet gebunden und kann nur für diesen Fall in belastbare Zahlen übertragen werden (HORNBOGEN, 1998; KAHLENBORN & KRAEMER, 1999). Dabei sind die Quervernetzungen zwischen den einzelnen Subsystemen und die Anbindung an die höherskaligen Ebenen zu berücksichtigen (JÜDES, 1997). Das Verständnis des Begriffes ist zudem immer auch von der jeweiligen Perspektive abhängig, aus der er definiert wird. Die Definitionen der Nachhaltigkeit sind daher sehr unterschiedlich und teilweise sogar widersprüchlich (JÜDES, 1997).

In den folgenden Absätzen wird zunächst ein Überblick über die Verwendung und Bedeutung des Begriffes „Nachhaltigkeit“ in den Bereichen Wasserwirtschaft, Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz gegeben, um daraus im Anschluss kohärente Leitbilder als Grundlage für die Ableitung von Bewertungskriterien für ein Bewertungs- und Optimierungssystem zu entwickeln.

1.4.1 Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft

Erstmalig wurde das Thema der nachhaltig orientierten Bewirtschaftung von Wasserressourcen 1992 bei der Konferenz über Wasser und Umwelt in Dublin/Irland behandelt. Die Ergebnisse dieser Konferenz wurden in das Kapitel 18 der Agenda 21 übernommen (‚Schutz der

Güte und Menge der Süßwasserressourcen: Anwendung integrierter Ansätze zur Entwicklung, Bewirtschaftung und Nutzung der Wasserressourcen'; UNCED, 1993). Hierin wurde erstmals die gleichzeitige Berücksichtigung der quantitativen und qualitativen Aspekte für die Nutzung von Wasser zur Deckung der Grundbedürfnisse sowie des Schutzes der hydrologischen, biologischen und chemischen Funktionen von Ökosystemen noch rechtlich unverbindlich vereinbart. Diese sowie weitere Punkte der Agenda 21 flossen in die Bestimmungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) sowie in die derzeit im Gesetzgebungsverfahren befindliche EU-Grundwasserrichtlinie ein. Zuletzt wurde das Thema Wasser beim Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung 2002 in Johannesburg/Südafrika behandelt (HUSSELS, 2002).

Wasser ist in erster Linie eine regionale Ressource, die von einigen Ausnahmen abgesehen, nicht über längere Distanzen gehandelt wird und sich daher besonders gut für eine Konkretisierung des Nachhaltigkeitsbegriffes eignet (KAHLENBORN & KRAEMER, 1999; HORSCH et al., 2001). Diesem Umstand trägt die EU-Wasserrahmenrichtlinie mit der Definition von sog. Teileinzugsgebieten Rechnung (WRRL, 2000).
Zugleich ist Wasser in vielerlei Hinsicht in natürliche, wirtschaftliche und gesellschaftliche Zusammenhänge eingebunden. Ihm kommt damit ein multifunktionaler Charakter zu, der in einem Land mit intensiver Wassernutzung durch unterschiedliche Nutzergruppen zu einer „Funktionsknappheit" (im Gegensatz zur Wasserknappheit) führen kann (KAHLENBORN & KRAEMER, 1999). Die Multifunktionalität der Ressource Wasser macht es erforderlich, zwischen den verschiedenen Nutzungsinteressen unter Berücksichtigung der natürlichen Randbedingungen einen Ausgleich herbeizuführen.

Obwohl die Diskussion über den Nachhaltigkeitsbegriff in der Wasserwirtschaft noch nicht abgeschlossen ist, verdichten sich die Meinungen darüber, was darunter im Kern zu verstehen ist. KOBUS (1996) und KOBUS & MÖDINGER (2002) definieren in enger Anlehnung an die Grundanforderungen der Enquete-Kommission sechs Nachhaltigkeitskriterien für die Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen. Maßstäbe zur Beurteilung der Nachhaltigkeit sind demnach:

- Eine ausgeglichene Wasserbilanz unter Berücksichtigung des Wasserbedarfs der Natur, d.h. keine Übernutzung der vorhandenen Grundwasserressourcen;
- die Erhaltung der Wasserzirkulation bei naturnahen Verweilzeiten zur Sicherung der Wasserbeschaffenheit (bzw. der damit verbundenen geogenen und biochemischen Prozesse) und der Grundwasserstände;
- keine bzw. zeitlich begrenzte Nutzung fossiler Grundwässer;
- die Grundwasserbelastungen durch Stoffeinträge dürfen das Selbstreinigungsvermögen des Untergrunds nicht überschreiten (vorsorgender Grundwasserschutz);
- keine nachteilige Beeinflussung von Nachbarregionen;
- die Berücksichtigung der gesellschaftlichen Anforderungen an das Grundwasser (Trinkwasser, Arbeitsplätze, Landnutzung), die teilweise auch untereinander konkurrieren.

Eher genereller Art ist die von KAHLENBORN & KRAEMER (1999) vorgelegte Definition für eine nachhaltige Wasserwirtschaft, die sich deutlich am 3-Säulen-Modell orientiert:

„Eine nachhaltige Wasserwirtschaft bezeichnet die integrierte Bewirtschaftung aller künstlichen und natürlichen Wasser(teil)kreisläufe unter Beachtung von drei wesentlichen Zielsetzungen:

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

Bei der Erfüllung der Zielsetzungen sind die Anforderungen, die sich aus der Notwendigkeit einer nachhaltigen Entwicklung in anderen Sektoren ergeben, ebenfalls zu berücksichtigen.“

LEHN et al. (1999, zitiert in: STEINBERG et al., 2002) definieren vier Leitlinien für ein nachhaltiges Wassermanagement:

- Durch die Inanspruchnahme der erneuerbaren Ressource Wasser sollten nicht-erneuerbare Ressourcen (z.B. Pumpenenergie aus fossilen Energieträgern) möglichst wenig in Anspruch genommen werden.
- Die Inanspruchnahme der Ressource Wasser sollte sich an ihrem Regenerationsvermögen orientieren. Dabei ist darauf zu achten, dass ein ausreichender Grundbestand im Ökosystem verbleibt.
- Die Inanspruchnahme von Wasser als Senke für Stoffe und Abwärme darf die Selbstreinigungskraft nicht übersteigen. Dabei sollte auf ausreichende Sicherheitsabstände zu Grenzwerten geachtet werden.
- Die Inanspruchnahme der Ressource Wasser durch eine Region der Erde darf die Nachhaltigkeit in anderen Regionen nicht gefährden.

Die multifunktionalen Ansprüche an die Ressource Wasser schlagen sich in den Definitionen über eine nachhaltige Wasserwirtschaft nieder. Die Entnahme von Wasser zur Trinkwasserversorgung ist dabei nur eine Nutzung neben anderen, allerdings nimmt sie einen höheren Stellenwert als andere Nutzungen ein. Die Agenda 21 stellt in Kapitel 18.8 klar, dass der Deckung der Grundbedürfnisse und dem Schutz der Ökosysteme bei der Erschließung und Nutzung der Wasserressourcen Vorrang vor anderen Nutzungen gebührt (UNCED, 1993). Während der Wasserbedarf für die Trinkwasserversorgung jedoch vergleichsweise exakt quantifiziert werden kann, ist der Wasserbedarf der Natur weitgehend unbekannt, so dass eine mengenmäßige Aufteilung des verfügbaren Dargebots auf der regionalen Ebene schwierig ist.

1.4.2 Nachhaltigkeit in der Trinkwasserversorgung

Die Gewinnung von Wasser zur Trinkwasserversorgung ist ein Teilaspekt der Wasserwirtschaft, so dass wesentliche der im vorangegangenen Abschnitt genannten Prinzipien auch hier gelten. Gleichwohl gehen die Definitionen einer nachhaltigen Trinkwasserversorgung über die bereits genannten Anforderungen hinaus, da neben dem Ressourcenschutz und der Ressourcenbewirtschaftung auch die Wasseraufbereitung und die Wasserverteilung sowie die Strukturen der Wasserversorgung berücksichtigt werden. Dies sei beispielhaft an den Leitsät-

zen für eine zukunftsfähige Trinkwasserversorgung in Baden-Württemberg dargestellt (UVM, 2000):

1. Trinkwasserqualität und Versorgungssicherheit
   Qualität und Sicherheit stehen bei der Versorgung der Bevölkerung an erster Stelle. Trinkwasser ist qualitativ einwandfrei. Es steht jederzeit in ausreichender Menge und mit dem notwendigen Versorgungsdruck zur Verfügung. Gesundheitsvorsorge und Versorgungssicherheit haben Vorrang vor wirtschaftlichen Zielen.
2. Ressourcenmanagement
   Der vorsorgende Schutz und der nachhaltige Umgang mit der Ressource Wasser ist Voraussetzung für die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung zukünftiger Generationen. Wasserressourcen werden in Baden-Württemberg so geschützt und bewirtschaftet, dass die Wasservorkommen weitgehend frei von Beeinträchtigungen bleiben und die jährliche Wasserentnahme deutlich unter der entsprechenden Neubildungsrate liegt. Entnahmerechte werden bedarfsorientiert und zweckgebunden erteilt. Die Wasserversorgungsunternehmen setzen sich für den Erhalt ortsnaher Wasservorkommen und deren vorrangige Nutzung ein.
3. Kundenorientierung und Wasserpreis
   Für Wasserversorgungsunternehmen hat die optimale Versorgung ihrer Kunden mit einwandfreiem Trinkwasser zu angemessenen Preisen Vorrang vor der Erzielung von Gewinnen. Die Kunden sind über die Herkunft des Trinkwassers und über die Preisgestaltung gut informiert. Sie gehen bewusst mit der Ressource um. Möglichkeiten zur Kostenreduzierung ohne Qualitätseinbußen werden konsequent ausgeschöpft und an die Kunden weitergegeben.
4. Verantwortung und Aufgaben der öffentlichen Hand
   Sichere Trinkwasserversorgung ist ein wesentlicher Teil der Daseinsvorsorge. (...) Das Land Baden-Württemberg unterstützt die Kommunen durch die Schaffung der notwendigen Rahmenbedingungen sowie durch die Sicherstellung des vorsorgenden Ressourcenschutzes und der nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung.
5. Optimierung bestehender Strukturen
   Örtliche Wasserversorgungsunternehmen, Gruppenwasserversorgungen und die Fernwasserversorgungen sind die drei Säulen der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Baden-Württemberg. (...) Weitere Effizienzsteigerungen erreichen Wasserversorgungsunternehmen mit internen Maßnahmen und durch Bündelung der Kräfte. (...)
6. Beteiligung privater Unternehmen
   Kommunen behalten auch bei Beteiligung privater Dritter an der Trinkwasserversorgung ihren Einfluss auf Entscheidungen, um die Interessen der Bürger wahren zu können. (...)

Ein besonderes Gewicht legt eine nachhaltige Trinkwasserversorgung auf den vorbeugenden Gewässerschutz und die nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen (HAAKH, 2002). Die Anforderungen an die nachhaltige Nutzung und Bewirtschaftung der Wasserressourcen für die Trinkwasserversorgung sind unter anderem (HORNBOGEN, 1998):

- Berücksichtigung der erforderlichen Qualität und Zuverlässigkeit der Versorgung
- Berücksichtigung ökologischer Ansprüche
- Berücksichtigung sozio-ökonomischer Auswirkungen
- Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Güte der Ressourcen
- Erfassung der relevanten Einflussfaktoren und Wirkungszusammenhänge auf Flussgebietsebene (Land- und Gewässernutzungen)

- Abwägung aller wasserwirtschaftlichen Handlungsmöglichkeiten (Schutz der Ressourcen, Umverteilung in Raum und Zeit, Erschließung neuer Ressourcen)
- Nutzung von Einspar- und Substitutionspotenzialen

1.4.3 Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

Auch landwirtschaftliche Fachinstitutionen beschäftigten sich in jüngster Vergangenheit sehr intensiv mit der Definition einer nachhaltigen Landwirtschaft und der Ableitung von geeigneten Bewertungsindikatoren (z.B. HÖVELMANN & RUPALLA, 1999; CHRISTEN, 1999; ELLENDORF & STÜTZEL, 2000; CHRISTEN & O'HALLORAN-WIETHOLTZ, 2001). Im Rahmen der geführten Diskussion wird deutlich, dass eine nachhaltige Landwirtschaft einerseits die langfristige Sicherung der Produktivität agrarisch genutzter Ökosysteme umfasst, andererseits aber auch die ökologischen Funktionen dieser Agrarökosysteme nicht gefährden darf (ECKERT & SAUERBECK, 2000; VON DEM BUSSCHE; 1999). Sichtweisen, die nur eine dieser beiden Seiten zur Beurteilung der Nachhaltigkeit heranziehen, sind daher unzureichend. Produktivität und Umwelt- bzw. Ressourcenschutz stellen zwei sich ergänzende Merkmale einer nachhaltigen Landwirtschaft dar. Der Ressourcenschutz liegt dabei im Eigeninteresse der Landwirtschaft und ist kein „Zugeständnis" an den Naturschutz. Der Boden stellt die Arbeits- und Lebensgrundlage für die Landwirtschaft dar. Seine physikalischen und chemischen Eigenschaften bestimmen den Ertrag und damit letztlich das Einkommen der Landwirte. Er muss deshalb für eine langfristige wirtschaftliche Nutzung dauerhaft in seiner biotischen Funktion als Pflanzenproduktionsstandort erhalten werden (HERRMANN & STAHR, 2001).

Das Umweltbundesamt (SCHULZ, 1999) schlägt in Anlehnung an die Agenda 21 vor, zur Umsetzung einer nachhaltigen Landwirtschaft die vorhandenen fruchtbaren Flächen unter Berücksichtigung der Umweltbelange zu intensivieren und die noch vorhandenen empfindlicheren Ökosysteme zu schützen. Nach der Definition der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" weist eine nachhaltige Landwirtschaft u.a. als charakteristische Merkmale auf, dass sie die natürlichen Ressourcen schont und sich an die Gegebenheiten des Naturhaushalts anpasst. Im Zusammenhang mit der Ressource Grundwasser finden sich in der Literatur Hinweise, dass eine nachhaltige Landwirtschaft das Grundwasser nicht über Gebühr mit Nährstoffen (v.a. Nitrat und Phosphor) und Pflanzenschutzmitteln belasten darf (LANGNER, 1998; PRIOR & WERNER, 1999; BREITSCHUH & ECKERT, 1999).

Der Beitrag der Grundwasserbewirtschaftung zu einer nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft kann demnach beispielsweise darin liegen, den Standortfaktor Wasser für die landwirtschaftlichen Nutzpflanzen ins Optimum zu bringen, so dass die Produktivität dieser Standorte auf lange Zeit erhalten bleibt. Dabei ist jedoch die Eignung der Standorte als landwirtschaftliche Nutzfläche zu berücksichtigen: Stehen die Interessen des Bodenschutzes einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung entgegen, so sind diese vorrangig zu berücksichtigen. Daraus kann eine Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit dieser Flächen resultieren. Umgekehrt ist die nachhaltige Landwirtschaft bestrebt, die Belastung des Grundwassers mit Dünge- und Pflanzenschutzmitteln möglichst gering zu halten.

1.4.4 Nachhaltigkeit im Naturschutz

Auch der „Wassernutzer“ Natur muss im Hinblick auf das Prinzip einer nachhaltigen Entwicklung genauer betrachtet werden. Unter der „Nutzung“ Naturschutz werden all jene Flächen und Bereiche subsummiert, die vorrangig extensiv oder nicht genutzt werden und somit in ihrer Entwicklung weitgehend sich selbst überlassen sind. Aus diesem Grund stellt Naturschutz eher eine „Nicht-Nutzung“ als eine Nutzung dar. Wenn im folgenden im Zusammenhang mit dem Naturschutz dennoch der Begriff „Nutzer“ verwendet wird, so steht hierbei die Nutzung des Grundwassers durch Pflanzen und Tiere in den naturschutzrelevanten Bereichen im Mittelpunkt der Betrachtung.

Die Betrachtung des Naturschutzes unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit mutet zunächst seltsam an. So war es doch ein wesentliches Ziel der Agenda 21 die Aspekte des Natur- und Ressourcenschutzes in alle Bereiche des täglichen Handelns hineinzutragen und zu einem integralen Bestandteil jeglicher Planung zu machen. Dennoch berücksichtigt die Definition der Nachhaltigkeit auch gesellschaftliche und ökonomische Belange, die für den Naturschutz ebenso zu beachten sind, wie für alle anderen Nutzungen.

Zwischen Naturschutz und Nachhaltigkeit existieren konzeptionelle Unterschiede (LOSKE, 1999):

- Nachhaltigkeit ist ein Nutzungskonzept, Naturschutz ein Schutzkonzept;
- Nachhaltigkeit ist offensiv, Naturschutz eher defensiv;
- Nachhaltigkeit ist anthropozentrisch und utilitaristisch, Naturschutz geht häufig von einem Eigenwert der Natur aus und will diese um ihrer selbst willen schützen.

Gemeinsam ist den beiden Konzepten die langfristige Ausrichtung und das Prinzip der Verantwortung.

Mit dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung überwindet der Naturschutz seinen bislang eher defensiven und auf Nutzungsverhinderung ausgerichteten Charakter. Er wird „gezwungen“, auch Naturnutzungsinteressen anzuerkennen und in seine Strategie mit einzubauen (SCHOLLES, 2000; OELSNER et al., o.A.). Damit tritt die Kompromissfindung an die Stelle der Verhinderung. Ökonomische und gesellschaftliche Anforderungen müssen gleichrangig berücksichtigt und in einer gemeinsamen, fachübergreifenden Diskussion gegeneinander abgewogen werden. Diesen Standpunkt teilt das Umweltbundesamt, das die Säulen eines modernen Naturschutzes in drei Punkten erkennt (VOGTMANN, 2003):

- Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt,
- nachhaltige Nutzung sowie
- Stärkung des politischen und gesellschaftlichen Stellenwerts.

In Baden-Württemberg wird die Nachhaltigkeit im Naturschutz anhand der sog. Zielarten beurteilt, die „qualitativ und quantitativ höchste Ansprüche an Lebensräume und ihre Kombinationen repräsentieren und die hohe Empfindlichkeit gegenüber derzeit typischen Belastungen haben“ (WALTER et al., 1998). Dem Zielartenkonzept liegt die Hypothese zugrunde, dass durch die Förderung von repräsentativen Zielartenkollektiven die weiteren Arten mit

gesichert werden. Die Zielartenkollektive umfassen die empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten relevanter Anspruchstypen. Durch die Förderung ihrer Lebensgrundlagen soll die Bewahrung und Entwicklung der biologischen Vielfalt im jeweiligen Bezugsraum insgesamt sichergestellt werden.

Von entscheidender Bedeutung für die Nachhaltigkeit des Naturschutzes ist auch die Zukunftsfähigkeit seiner Leitbilder. Die heutigen Leitbilder orientieren sich vielfach an Kulturlandschaften von vor 1930 (SCHOLLES, 2000). Doch Natur ist in höchstem Maße dynamisch und ständigen Änderungen und Entwicklungen unterworfen. Allzu konservative Leitbilder widersprechen der Evolution und können oft nur mit großem Pflegeaufwand realisiert werden. Gerade die Förderung der natürlichen Dynamik muss daher ebenfalls Bestandteil eines integrativen Naturschutzes sein (WALTER et al., 1998).

Für eine optimierte Grundwasserbewirtschaftung folgt aus diesen Erkenntnissen, dass sie Bedingungen schaffen sollte, die eine Umsetzung der Leitbilder des nachhaltigen Naturschutzes ermöglicht. Bei der Formulierung der Leitbilder muss aber bereits auf die Tatsache der Grundwasserentnahme und die sich daraus ergebenden Einschränkungen bei der Möglichkeit der Umsetzung Rücksicht genommen werden. Dies kann beispielsweise durch die Ausweisung von naturüberlassenen Kern- und schonend bewirtschafteten Pufferzonen in ökologisch sensiblen Bereichen geschehen (KRATZ & PFADENHAUER, 2001).

Mit dem Konzept der nachhaltigen Entwicklung wurde der Wandel von sektoralen hin zu einer gesamtheitlichen Betrachtung von Umwelt- und Wirkungszusammenhängen vollzogen. Durch die gleichrangige Berücksichtigung von ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten in allen Handlungsfeldern und Planungsphasen wurde die Grundlage für eine weite gesellschaftliche Akzeptanz dieses Prinzips geschaffen: „Die Verbesserung der ökonomischen und sozialen Lebensbedingungen muss mit der Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen in Einklang gebracht werden (OELSNER et al., o.A.)“.

Für eine optimierte Grundwasserbewirtschaftung folgt daraus, dass sie ihren Teil dazu beitragen muss, eine nachhaltige Entwicklung in die Tat umzusetzen. Dabei muss sie die verschiedenen Wassernutzer in ihren Bemühungen um eine nachhaltige Entwicklung unterstützen. Die Nutzer ihrerseits müssen bei der Formulierung ihrer Nachhaltigkeits-Leitbilder die gerechtfertigte Existenz der Wasserversorgung miteinbeziehen.

2 Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz

2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen für die Grundwasserbewirtschaftung

Grundwasser dient dem Menschen bereits seit Jahrtausenden als Trinkwasserspender. Sehr gute Brunnen wurden schon in der Zeit von 3000 bis 2500 v. Chr. im Industal/Pakistan gebaut (MÜLLER, 1988). Es handelte sich um einfache, gemauerte Brunnen, in denen sich das Grundwasser sammeln und aus denen es dann mit Hilfe von Gefäßen nach oben befördert werden konnte.
Solch geringe Entnahmen führten zu keinen nennenswerten Änderungen im natürlichen Wasserhaushalt und -kreislauf. Doch mit Beginn der Industrialisierung stieg der Wasserbedarf der Bevölkerung und der Industrie stark an, so dass immer neue Gewinnungsgebiete erschlossen werden mussten und gleichzeitig die Entnahmen intensiviert wurden. Dadurch geriet der Wasserhaushalt aus seinem natürlichen Gleichgewicht, in manchen Gebieten bestand die Gefahr einer Übernutzung der Ressource (Summe aller Entnahmen größer als die Neubildung). Aus diesem Grund trat am 1. März 1960 in der BRD das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz, WHG) in Kraft, mit dem Ziel, einen einheitlichen Rahmen für die Bewirtschaftung der Gewässer zu schaffen und Übernutzungen zu verhindern (§1a WHG, 2002). Dem WHG folgten die Wassergesetze der einzelnen Bundesländer. Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) wurde erstmals auch auf gesamteuropäischer Ebene ein einheitlicher gesetzlicher Rahmen zur Ordnung der Wasserpolitik in den Ländern der Europäischen Union geschaffen. Die Vorgaben der WRRL wurden 2002 in deutsches Recht umgesetzt und in das WHG implementiert.

Ziele der WRRL für den Bereich des Grundwassers sind (Art. 4 Abs. 1 Teil b WRRL, 2000):

1. Die Einleitung von Schadstoffen in das Grundwasser zu verhindern oder zu begrenzen und eine Verschlechterung des Zustands aller Grundwasserkörper zu verhindern.
2. Alle Grundwasserkörper zu schützen, zu verbessern und zu sanieren und ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahme und -neubildung zu gewährleisten, um bis 2015 einen guten Zustand des Grundwassers zu erreichen.
3. Signifikante und anhaltende Trends einer Steigerung der Konzentration von Schadstoffen aufgrund der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten umzukehren und so die Verschmutzung des Grundwassers schrittweise zu reduzieren.

Die zur Trinkwassergewinnung genutzten Wasserkörper stehen dabei unter einem besonderen Schutz (Art. 7 Abs. 3 WRRL, 2000): „Die Mitgliedsstaaten sorgen für den Schutz der ermittelten Wasserkörper, um eine Verschlechterung ihrer Qualität zu verhindern und so den für die Gewinnung von Trinkwasser erforderlichen Umfang der Aufbereitung zu verringern (...)“

Für alle Grundwasserkörper ist bis spätestens 2015 ein guter chemischer und mengenmäßiger Zustand herbeizuführen. Als Kriterium für die Bestimmung des guten mengenmäßigen Zustands dient der Grundwasserspiegel (Anh. V Nr. 2.1.2 WRRL, 2000):

„Der Grundwasserspiegel im Grundwasserkörper ist so beschaffen, dass die verfügbare Grundwasserressource* nicht von der langfristigen mittleren jährlichen Entnahme überschritten wird. Dementsprechend unterliegt der Grundwasserspiegel keinen anthropogenen Veränderungen, die

1. zu einem Verfehlen der ökologischen Qualitätsziele gemäß Artikel 4 für in Verbindung stehende Oberflächengewässer,
2. zu einer signifikanten Verringerung der Qualität dieser Gewässer,
3. zu einer signifikanten Schädigung von Landökosystemen führen würden, die unmittelbar von dem Grundwasserkörper abhängen (...)“

Ein guter mengenmäßiger Zustand kann für einen Grundwasserkörper demnach nicht erreicht werden, wenn die von ihm abhängigen Landökosysteme durch anthropogene Maßnahmen signifikant geschädigt werden (LENKENHOFF & ROSE, 2003). Dennoch erhalten die grundwasserabhängigen Landökosysteme dadurch keinen speziellen Schutzstatus im Sinne eines Naturschutzgebietes (MUNK, 2003). Die WRRL hat nicht zum Ziel, diese Ökosysteme explizit zu schützen; ihr Zustand ist vielmehr ein Indikator zur Beurteilung des mengenmäßigen Zustands des Grundwasserkörpers.

Seit der Novellierung des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz, BNatSchG) im Jahr 2002 gelten bestimmte Veränderungen des Grundwasserspiegels als Eingriff in Natur und Landschaft (§18 Abs. 1 BNatSchG, 2002), die prinzipiell zu vermeiden oder aber auszugleichen sind (§19 Absätze 1 und 3 BNatSchG, 2002):
„Eingriffe in Natur und Landschaft (...) sind (...) Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbilds erheblich beeinträchtigen können.“
Das BNatSchG schlägt hier dieselbe Richtung ein wie die WRRL: Es werden die Landschaftsteile besonders geschützt, die sich durch einen hoch anstehenden Grundwasserspiegel auszeichnen und dadurch einen feuchtgebietstypischen Charakter aufweisen.

2.2 Auswirkungen von Grundwasserentnahmen

Der Grundwasserstand ist der zentrale Indikator zur Beurteilung der Auswirkungen menschlicher Handlungen auf den natürlichen Grundwasserhaushalt eines Gebietes. Aus diesem Grund kommt seiner möglichst exakten Bestimmung eine zentrale Rolle im Hinblick auf die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung zu. Zur Berechnung von Grundwasserständen werden heutzutage üblicherweise numerische Grundwassermodelle eingesetzt, die die physikalischen Gesetzmäßigkeiten der Grundwasserströmung berücksichtigen und dadurch die natürli-

* „verfügbare Grundwasserressource“: die langfristige mittlere jährliche Neubildung des Grundwasserkörpers abzüglich des langfristigen jährlichen Abflusses, der erforderlich ist, damit die in Artikel 4 WRRL genannten ökologischen Qualitätsziele für die mit ihm in Verbindung stehenden Oberflächengewässer erreicht werden und damit jede signifikante Verschlechterung des ökologischen Zustands dieser Gewässer und jede signifikante Schädigung der mit ihnen in Verbindung stehenden Landökosysteme vermieden wird (Art. 2 Nr. 27 WRRL, 2000)

chen Verhältnisse sehr präzise wiedergeben können. Bei entsprechender instationärer Eichung kann auch die Grundwasserdynamik nachgebildet werden.

Die Bewertung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen muss auf der Grundlage geeigneter Bewertungskriterien erfolgen, die den direkten oder indirekten Zusammenhang zwischen der Grundwasserentnahme und ihrer Wirkung beschreiben. Klassischerweise lassen sich sieben Wirkungsbereiche von Grundwasserentnahmen identifizieren (MULL & HOLLÄNDER, 2002):

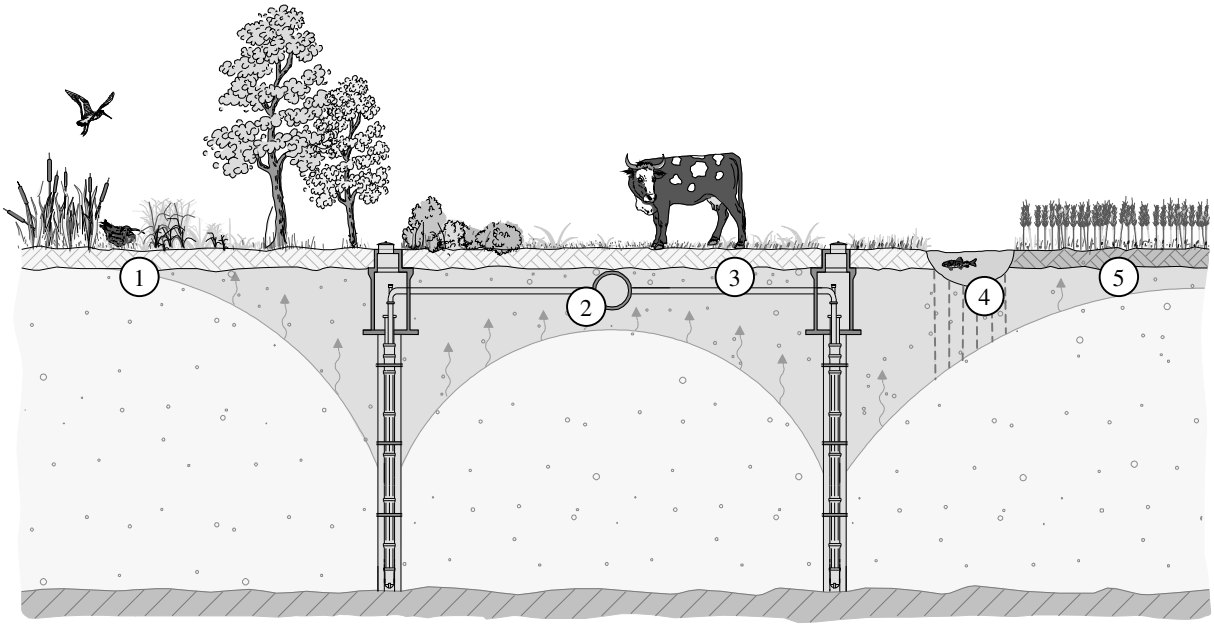
1. Größenordnung der Grundwasserentnahme im Verhältnis zur Neubildung
2. Einflussnahme auf weitere Wassernutzungen durch die Entnahme
3. Veränderung des Abflusses in Oberflächengewässern
4. Einwirkungen auf die natürliche grundwasserabhängige Vegetation
5. Auswirkungen auf die Wasserversorgung von Kulturpflanzen
6. Gefahr von Bodensetzungen
7. Mögliche Salzwasserintrusion vom Meer oder von Bereichen mit versalztem Grundwasser

Die vorliegende Arbeit behandelt die Optimierung der Grundwasserentnahmen aus mehreren Gewinnungsanlagen. Dies setzt voraus, dass im Wassergewinnungsgebiet mindestens zwei oder mehr Wassergewinnungsanlagen existieren, da sich die Optimierung ansonsten auf die Ermittlung der Förderrate mit den geringsten negativen Auswirkungen auf die oben genannten Punkte beschränkt. Im Mittelpunkt der Betrachtungen steht aber die optimale Verteilung einer Gesamtförderrate auf mehrere Wassergewinnungsanlagen. Damit stellt das vom Wasserversorger bereitgestellte Trinkwasser eine Mischung verschiedener Rohwässer unterschiedlicher Herkunft dar. Hier kommen neben den genannten ökologischen Auswirkungen die qualitativen und wirtschaftlichen Aspekte ins Spiel. Die obige Aufzählung muss somit um einen weiteren Punkt ergänzt werden:

8. Auswirkung der Entnahmeverteilung auf die Qualität und Kosten des Mischwassers

Die Punkte 1 und 2 sind elementarer Bestandteil von wasserrechtlichen Verfahren und müssen auf der Ebene des (Teil-)Einzugsgebiets (im Sinne der WRRL, 2000) behandelt werden. Oft befinden sich innerhalb eines Einzugsgebiets mehrere Wassergewinnungsgebiete, zwischen denen das verfügbare Grundwasserdargebot aufzuteilen ist. Auf der lokalen Ebene können diese Punkte nicht adäquat behandelt werden, da hier nicht quantifizierbar ist, welcher Anteil des neugebildeten Wasservolumens entnommen werden darf und wie viel Wasser im Abstrom der Entnahmen zur Verfügung stehen muss.
Salzwasserintrusionen zufolge Grundwasserförderung (Punkt 7) stellen ein räumlich begrenztes Problem auf Inseln oder in Küstennähe dar. Sie werden im Rahmen dieser Arbeit nicht behandelt.

Das System für die Bewertung und Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung auf der hier betrachteten lokalen Ebene lässt sich damit wie in Abb. 2.1 dargestellt, abgrenzen. Die nutzungsspezifischen Anforderungen an eine optimale Grundwasserbewirtschaftung werden in den nachfolgenden Kapiteln detailliert dargestellt.



1 Einfluss der Entnahme auf die natürliche grundwasserabhängige Vegetation
2 Einfluss der Entnahmeverteilung auf die Qualität und die Kosten des Mischwassers
3 Einfluss der Entnahme auf den Bodenwasserhaushalt
4 Einfluss der Entnahme auf den Abfluss in Oberflächengewässern
5 Einfluss der Entnahme auf die Wasserversorgung von Kulturpflanzen

Abb. 2.1: Systemabgrenzung für den Wirkungsbereich von Grundwasserentnahmen auf der lokalen Ebene

2.3 Anforderungen der Wasserversorgung an die Grundwassergewinnung

Grundwasser stellt europaweit die bedeutendste Ressource zur Gewinnung von Trinkwasser für die öffentliche Wasserversorgung dar (Abb. 2.2).

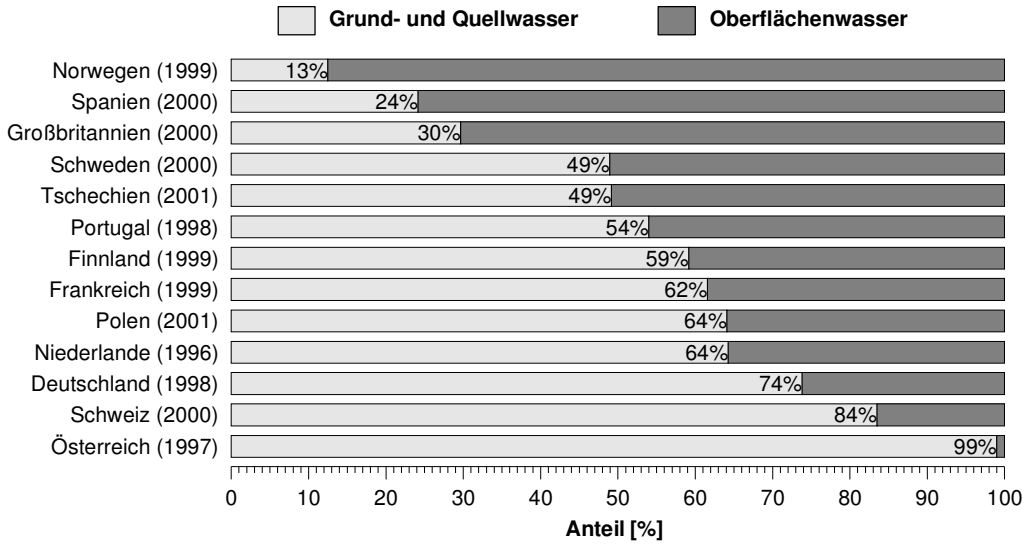


Abb. 2.2: Wassergewinnung für die öffentliche Wasserversorgung aus Grund- und Oberflächenwasser in Europa (nach WIELAND, 2003)

Im Jahr 2001 wurden 72,6 % des Wassers für die öffentliche Wasserversorgung in Baden-Württemberg aus Grund- und Quellwasser gewonnen (STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG, 2005), in Deutschland waren es 74,1 % (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2005). Der Anteil an Grundwasser für die Zwecke der öffentlichen Wasserversorgung betrug dabei bundesweit 64,7 %, der Anteil an Quellwasser lag bei 9,4 %.

Wie in Kap. 1.4.2 dargestellt wurde, ist es das Ziel der deutschen Wasserversorgungsunternehmen, Trinkwasser in ausreichender Menge und einwandfreier Qualität mit dem erforderlichen Druck im Rahmen eines umfassenden Serviceangebots für den Verbraucher zu angemessenen Preisen bereitzustellen (MERKEL, 2003). Unterteilt man das Anfangsglied in der Anlagenstruktur eines Wasserversorgungsunternehmens („Wasserwerk“) in die drei Segmente Wassergewinnung, Wasseraufbereitung und Wasserförderung (DVGW, 1999), so kann im betrachteten Segment Wassergewinnung ein Beitrag zu den Zielen „ausreichende Menge“, „einwandfreie Qualität“ und „angemessener Preis“ geleistet werden. Die beiden Teilziele „ausreichender Druck“ und „umfassender Service“ sind von der Wassergewinnung unabhängig.

2.3.1 Quantitative Anforderungen

Die quantitativen Anforderungen an die Wassergewinnung ergeben sich aus der Zielsetzung der Bereitstellung einer ausreichenden Trinkwassermenge. Maßgeblich hierfür ist der Trinkwasserbedarf der Bevölkerung zzgl. eventueller Wasserverluste beim Wassertransport und dem Eigenwasserbedarf. Typische mittlere Verbrauchswerte sind (TRESKATIS, 2003):
Städtische Wasserversorgung: 115 bis 145 l/(E·d)
Ländliche Wasserversorgung: 60 bis 100 l/(E·d)

Charakteristisch für die Wasserbereitstellung von Wasserversorgungsunternehmen sind kurzfristig auftretende Verbrauchsspitzen, die einer gleichmäßigen Bewirtschaftung der Ressourcen entgegenstehen. Der Spitzenbedarf ermittelt sich aus der Verbrauchsspitze für die Stunden- und Tagesabgabe und wird nach DVGW (1999) anhand der zu versorgenden Einwohner im Versorgungsgebiet ermittelt (Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Stunden- und Tagesspitzenfaktoren in Abhängigkeit von den Einwohnern im Versorgungsbereich (DVGW, 1999)

Einwohner im Versorgungsbereich	Stundenspitzenfaktor f_h [-] [1)]	Tagesspitzenfaktor f_d [-] [2)]
< 5.000	5,5	2,2
5.000 bis 10.000	4,5	2,0
10.000 bis 50.000	3,5	1,8
50.000 bis 100.000	3,0	1,8
100.000 bis 500.000	2,4	1,6
> 500.000	2,2	1,5

[1)] Stundenspitzenfaktor: maximaler Stundenbedarf bezogen auf den mittleren Stundenverbrauch
[2)] Tagesspitzenfaktor: Tagesverbrauch am Spitzentag bezogen auf die Tagesabgabe im Jahresdurchschnitt

Der Wasserbedarf muss vom Wasserversorgungsunternehmen jederzeit zuverlässig und sicher abgedeckt werden können. Dafür erhält der Wasserversorger von den Landesbehörden langfristig ausgerichtete Wasserrechte.

Inwiefern der Wasserverbrauch auf die Wasserentnahme in einem Gewinnungsgebiet übertragen wird, hängt in erster Linie von der Anzahl der vom Wasserversorgungsunternehmen genutzten Ressourcen ab. Nutzt der Wasserversorger nur ein Gewinnungsgebiet – dies ist meist bei kleinen lokalen Wasserversorgern und Gruppenwasserversorgungen der Fall – so muss der gesamte und stark schwankende Wasserbedarf über die Entnahme in diesem Wassergewinnungsgebiet abgedeckt werden. Eine gewisse Vergleichmäßigung der Wassergewinnung kann dabei nur mittels Wasserspeicherung in Zwischen- und Vorlagebehältern erreicht werden. Größere Wasserversorger und Fernwasserversorgungsunternehmen nutzen hingegen oftmals mehrere Wasserressourcen, wodurch sich bereits eine schonendere Bewirtschaftung der einzelnen Wassergewinnungen ergibt. Ebenso ist es denkbar, dass Spitzenabgaben durch die Zumischung von Fremdwasser über einen bestehenden Leitungsverbund abgedeckt werden.

2.3.2 Qualitative Anforderungen

Grundwasser besitzt durch die langen Verweilzeiten und Selbstreinigungsprozesse im Untergrund natürlicherweise eine hohe Reinheit, eine konstante Temperatur und einen ausgezeichneten Geschmack. Anthropogen unbelastetes Grundwasser ist daher in der Regel ohne Einschränkungen und ohne die Notwendigkeit einer Aufbereitung für den menschlichen Genuss geeignet. Doch anthropogen un- bzw. gering belastetes Grundwasser ist mittlerweile ein seltenes Gut geworden. Das Grundwasser ist einer Vielzahl an punktuellen und diffusen Beeinträchtigungen und Belastungen ausgesetzt, die durch menschliche Tätigkeiten hervorgerufen werden, z.B.

- Nitrat- und Pflanzenschutzmitteleintrag aus der Landwirtschaft,
- Kontamination durch Verkehr,
- unsachgemäßer Umgang mit wassergefährdenden Stoffen in der Industrie,
- Einträge von Altstandorten und Altablagerungen (z.B. CKWs),
- undichte Rohrleitungen und
- diffuse Einträge aus der Atmosphäre, Freizeitaktivitäten, usw.

Die Belastungen spiegeln sich in den Messwerten von Rohwassermessstellen wider (Abb. 2.3).

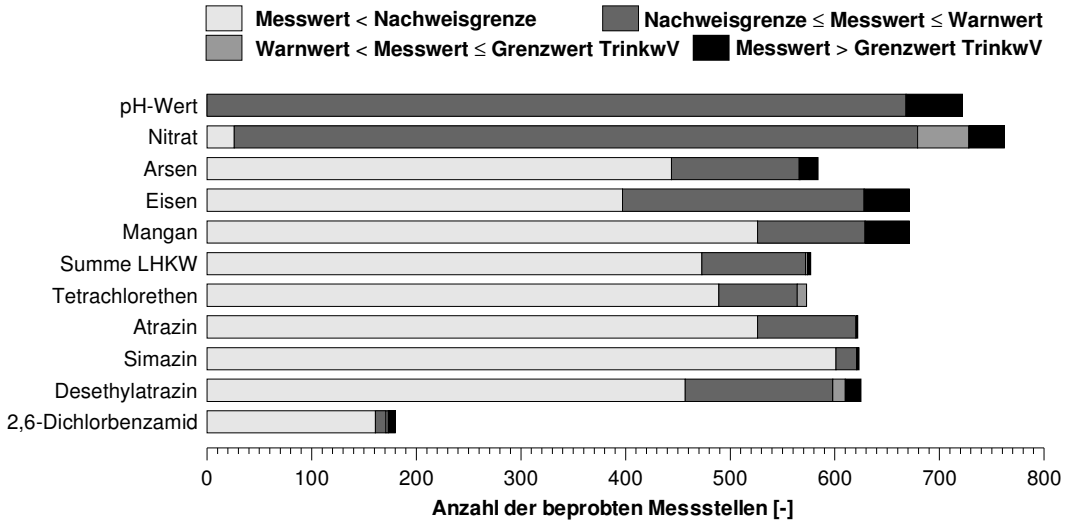


Abb. 2.3: Problematische Parameter in den Rohwassermesstellen Baden-Württembergs (Ergebnisse der Beprobung 2000; GRUNDWASSERDATENBANK WASSERVERSORGUNG, 2001; Auszug)

Insbesondere beim Parameter Nitrat, für dessen Eintrag in erster Linie die Landwirtschaft verantwortlich zu machen ist, verharren die gemessenen Werte in Baden-Württemberg seit Jahren auf einem sehr hohen Niveau. 4% der im Jahr 2000 beprobten Rohwassermessstellen wiesen eine Nitratkonzentration auf, die über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l lag (GRUNDWASSERDATENBANK WASSERVERSORGUNG, 2001). Den Wasserversorgungsunternehmen bleiben bei hoch nitratbelasteten Grundwasservorkommen nur die Alternativen, die Rohwässer mit nitratärmeren Wässern zu mischen, kostenintensiver aufzubereiten (z.B. Membranfiltration) oder die kontaminierten Brunnen stillzulegen.
Pflanzenschutzmittel kommen natürlicherweise im Grundwasser gar nicht vor und sind deshalb ein eindeutiges Indiz für eine anthropogene Belastung. Bei den Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln ergibt sich ein uneinheitliches Bild. Zwar sind die Konzentrationen des deutschlandweit bis 1991 eingesetzten Pflanzenschutzmittels Atrazin durch dessen Verbot seither rückläufig, dennoch wurden im Jahr 2000 in Baden-Württemberg noch an 2% aller Messstellen Konzentrationen von über 1 µg/l von dessen Abbauprodukt Desethylatrazin gemessen (Abb. 2.3).

Ein weiteres Teilziel einer nachhaltigen Wasserversorgung ist die Bereitstellung von Trinkwasser einwandfreier Qualität. Die wichtigste rechtliche Grundlage zur Beurteilung der Qualität des Trinkwassers in Deutschland ist die Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001). Sie gibt rechtlich verbindliche Grenzwerte für verschiedene chemische, mikrobiologische und Indikator-Parameter vor (Tab. 2.2). Wird ein einziger Grenzwert überschritten, so darf das Wasser nicht mehr als Trinkwasser abgegeben werden. Üblicherweise streben die Wasserversorgunternehmen aus Vorsorgegründen eine Wasserqualität deutlich unterhalb der Grenzwerte der TrinkwV (2001) an.

Tab. 2.2: Grenzwerte der TrinkwV für ausgewählte Wassergüteparameter (TrinkwV, 2001)

Parameter	Dimension	Grenzwert	
Escherichia coli (E.coli)	Anzahl/100 ml	0	Mikrobiologische Parameter entspr. TrinkwV, Anlage 1
Enterokokken	Anzahl/100 ml	0	
Coliforme Bakterien	Anzahl/100 ml	0	
Benzol	mg/l	0,001	Chemische Parameter entspr. TrinkwV, Anlage 2 Teil I
Chrom gesamt	mg/l	0,05	
Nitrat	mg/l	50	
PSM und Biozidprodukte einzeln	mg/l	0,0001	
PSM und Biozidprodukte gesamt	mg/l	0,0005	
Arsen	mg/l	0,01	Chemische Parameter entspr. TrinkwV, Anlage 2 Teil II
Blei [1)]	mg/l	0,025	
Cadmium	mg/l	0,005	
Nitrit [2)]	mg/l	0,1	
Summe PAK	mg/l	0,0001	
Elektrische Leitfähigkeit bei 20°C	µS/cm	2500	Indikatorparameter entsprechend TrinkwV, Anlage 3
Wasserstoffionen-Konzentration	pH-Einheiten	6,5 / 9,5	
Oxidierbarkeit	mg/l O_2	5	
Ammonium	mg/l	0,5	
Sulfat	mg/l	240	

[1)] Übergangsgrenzwert bis 30.11.2013, danach 0,01 mg/l
[2)] Wert am Ausgang des Wasserwerks

Doch nicht nur anthropogene, auch geogene Einflüsse beeinflussen die Qualität des Rohwassers, beispielsweise die Gesamthärte. Bei der Passage durch den Untergrund löst das Grundwasser Calcium- und Magnesiumionen aus dem umgebenden Gestein und verändert dabei seine Härte. Während in Baden-Württemberg im Bereich des Schwarzwalds und des Odenwalds weiche Wässer mit Gesamthärten von unter 7° dH (1,25 mmol/l) vorkommen, weist das Grundwasser der Schwäbischen Alb einen Härtegrad von 20° dH (3,58 mmol/l) und darüber auf. Obwohl die Härte des Trinkwassers keine negativen Auswirkungen auf die Gesundheit der Konsumenten hat, verlangt die Bevölkerung von ihrem Wasserversorger dennoch in zunehmendem Maße die Bereitstellung von weichem Trinkwasser (Härtestufe ≤ 2) . Dies liegt v.a. in den negativen Begleiterscheinungen bei der Erwärmung von hartem Wasser sowie dem erhöhten Waschmittelbedarf begründet. Die Wasserversorgungsunternehmen sind bestrebt, dem Wunsch ihrer Kunden nach weicherem Wasser Rechnung tragen und sind deshalb vielfach gezwungen, das gewonnene Rohwasser vor der Abgabe zu enthärten. Da dies nur durch eine aufwändige Verfahrenstechnik möglich ist, ist die Enthärtung teuer und hat in der Regel steigende Wasserpreise zur Folge.

2.3.3 Wirtschaftliche Anforderungen

Die Wasserversorgungsunternehmen in Deutschland werden nach kaufmännischen Gesichtspunkten geführt. Der Wasserpreis soll dabei alle entstehenden Kosten abdecken und kostenecht an die Verbraucher weitergegeben werden (MERKEL, 2003). Dieser Grundsatz ist in den Kommunalabgabegesetzen verankert.
Der Wasserpreis berechnet sich entsprechend (2.1) aus den Festkosten des Wasserversorgungsunternehmens, in die die nicht mengenabhängigen Kosten eingehen (z.B. Lohnkosten,

Lohnnebenkosten, Investitionen, Abschreibungen u.s.w.) bezogen auf die abgegebene Wassermenge und den Betriebskosten, die in Abhängigkeit von der gewonnenen Wassermenge variieren (z.B. Energiekosten für Pumpwerke, Stoffe zur Wasseraufbereitung, Wasserentnahmeentgelte u.s.w.).

$$Wasserpreis = \frac{FK}{Q} + BK \qquad \left[\frac{EUR}{m^3 \cdot a}\right] \tag{2.1}$$

mit:
FK = Festkosten [EUR/a]
BK = Betriebskosten [EUR/m³·a]
Q = abgegebene Wassermenge [m³]

Das Verhältnis der Kosten zur Vorhaltung der Anlagen zu den unmittelbar auf die abgegebene Wassermenge zu beziehenden Kosten beträgt ungefähr 80% zu 20% (MERKEL, 2003). Der Löwenanteil der jährlichen Kosten in der deutschen Wasserversorgungswirtschaft entsteht durch Investitionen in den Ausbau und die Instandhaltung des Rohrleitungsnetzes (61%).

Artikel 9 der WRRL (2000) besagt, dass bis zum Jahr 2010 der Wasserpreis europaweit die tatsächlichen Kosten, die bei der Wasserbereitstellung entstehen, berücksichtigen muss. Dabei sind unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips alle Kosten für Wasserdienstleistungen sowie die umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten mit einzurechnen. Auf diese Weise soll ein Anreiz geschaffen werden, die Ressourcen effizient und umweltverträglich zu nutzen (WRRL, 2000). Durch die Berücksichtigung der Umweltauswirkungen der Entnahmen im Wasserpreis ist europaweit mit steigenden Wasserpreisen zu rechnen, was (wenn man die Erfahrungen in Deutschland zu Grunde legt) einen Rückgang des Pro-Kopf-Verbrauchs zur Folge haben dürfte. Bei rückläufiger abgegebener Wassermenge steigt der erste Term in (2.1) gegenüber dem zweiten überproportional an, so dass weiter steigende Wasserpreise die Folge sind.

Der Öffentlichkeit sind solche Preissteigerungen insbesondere in wirtschaftlich schwierigen Zeiten nur schwer zu vermitteln. Obwohl es sich um die Umsetzung einer EU-Richtlinie handelt, wird letztlich das Wasserversorgungsunternehmen für die Preissteigerung verantwortlich gemacht. Dies führt zu einer Unzufriedenheit unter den Kunden und zu einem Imageverlust des Wasserversorgers. Ein Wasserversorgungsunternehmen wird daher in Zukunft in verstärktem Maße dazu übergehen, „günstiges“ Wasser zu fördern, um die Preissteigerungen wenigstens teilweise auszugleichen. „Günstiges“ Wasser kann beispielsweise aus denjenigen Wassergewinnungsanlagen gefördert werden, die bereits von Natur aus eine hohe Rohwasserqualität aufweisen und dementsprechend kein oder nur ein geringer Aufbereitungsbedarf besteht. Der auf die einzelne Gewinnungsanlage bezogene Wasserpreis hängt außerdem von der Lage und der Entfernung der Anlage vom Wasserwerk ab. Je weiter eine Anlage vom Werk entfernt liegt bzw. je größer der zu überwindende Höhenunterschied ist, desto größer ist der notwendige Energieeinsatz für die Pumpen (hier spielt auch der Wirkungsgrad der Pumpen eine Rolle) und umso höher ist der spezifische Wasserpreis. Die Wirtschaftlichkeit der Was-

sergewinnung und -aufbereitung stellt für das Wasserversorgungsunternehmen eine wesentliche Größe für die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit des Unternehmens dar.

Aus den oben beschriebenen Anforderungen lässt sich ein Leitbild für die Wasserversorgung entwickeln, das für die Bestimmung und Festlegung der Bewertungskriterien für die Grundwasserentnahme von grundlegender Bedeutung ist: Einem Wasserversorgungsunternehmen ist daran gelegen, seinen Kunden Trinkwasser höchster Qualität zu einem angemessenen, möglichst günstigen Preis anbieten zu können. Gleichzeitig darf die Ressource quantitativ nicht übernutzt werden, damit der Versorgungsauftrag langfristig erfüllt werden kann.
Die Wasserversorgung muss anders als viele andere Unternehmen in sehr langen Zeiträumen denken. Dafür erhalten Wasserversorgungsunternehmen vom Staat meist über mehrere Jahrzehnte reichende Wasserrechte und damit einhergehend den Auftrag, die Ressource langfristig und weitblickend zu bewirtschaften. Eine Übernutzung der Grundwasserressource liegt nicht im Sinne eines verantwortungsvoll handelnden Wasserversorgungsunternehmens.

Leitbild einer optimalen Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht der Wasserversorgung

Nachhaltige und bedarfsorientierte Nutzung der Ressource zur Gewinnung von qualitativ einwandfreiem Grundwasser zu einem angemessenen Preis

Das Leitbild der Wasserversorgung umfasst den quantitativen Aspekt (langfristige Nutzbarkeit = Vermeidung der Übernutzung), qualitative Gesichtspunkte (die sich z.B. aus den Vorgaben der Trinkwasserverordnung ergeben) und ökonomische Belange (Trinkwasser ist kein Luxusgut und muss deshalb auch bezahlbar bleiben).

Die langfristige Nutzbarkeit der Ressource ist dann gegeben, wenn die Summe aller Entnahmen im Gesamteinzugsgebiet im Verhältnis zum Gesamtumsatz gering ist, da der Wasserbedarf von Flora und Fauna im Gebiet berücksichtigt werden muss. Ein Orientierungsvorschlag hierzu liegt bei 20% (KOBUS & MÖDINGER, 2002). Ein Wassergewinnungsgebiet stellt dabei nur einen kleinen Teil eines meist sehr viel größeren Gesamteinzugsgebiets dar. Auf der hier betrachteten lokalen Ebene können die Auswirkungen der Grundwasserentnahmen auf die zu den Wassergewinnungsgebieten benachbarten Regionen nicht untersucht werden. Dies muss in einem größeren Rahmen auf einer überregionalen Ebene geschehen. In der Konsequenz ergibt sich daraus, dass die Gesamtentnahme im Wassergewinnungsgebiet nur dann als Bewertungskriterium verwendet werden kann, wenn zuvor auf einem größeren Maßstab untersucht wurde, wie hoch die Gesamtentnahme maximal sein darf, damit die Wasserbilanz im Gesamteinzugsgebiet ausgeglichen ist. Solche Vorgaben werden in den kommenden Jahren im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet. Da diese Vorgaben aber bislang noch fehlen, muss die Gesamtentnahme im Bewertungssystem als Randbedingung integriert werden (vgl. Kap. 3.3.1).

2.4 Anforderungen der Landwirtschaft

Für die Landwirtschaft ist das Wasser in erster Linie als Wachstumsfaktor für die Kulturpflanzen von Bedeutung. Wasser zählt neben der Temperatur und dem Licht zu den dominierenden äußeren Wachstumsfaktoren (MITSCHERLICH, 1948) und ist an allen pflanzenphysiologischen Prozessen beteiligt. Wasser hat in der Pflanze eine Vielzahl an chemischen (Bildung von organischer Substanz aus Wasser und CO_2 durch Photosynthese) und physikalischen Aufgaben (Transport von Nährsalzen aus den Wurzeln in die Blätter, Aufrechterhaltung des Turgeszens und Reduzierung der Wärmestresses durch Transpiration) zu erfüllen (LINDNER, 1983).

Die Pflanzen nehmen das von ihnen zum Wachstum benötigte Wasser über ihre Wurzeln, hauptsächlich über die feinen Wurzelhaare auf. Der Fluss des Wassers folgt dabei dem osmotischen Druckgefälle, hervorgerufen durch Konzentrationsunterschiede zwischen dem freien Bodenwasser und dem Zellsaft, das sich auch im Inneren der Wurzel von Zelle zu Zelle fortsetzt. Durch das Öffnen ihrer Stomata an den Unterseiten der Blätter erfahren die Pflanzen einen Wasserentzug, der durch das Wassersättigungsdefizit der Luft hervorgerufen wird. Dadurch bildet sich in der Pflanze zwischen Wurzeln und Blättern ein Potenzialunterschied aus, wobei das hydraulische Potenzial von den Wurzeln zu den Blättern hin abnimmt (FREY & LÖSCH, 1998). Aufgrund des Potenzialgefälles vom Bodenwasser bis zum Wasserdampf in der Luft (Soil-Plant-Atmosphere-Continuum) ist sichergestellt, dass die Pflanze unter günstigen Umweltbedingungen stets ausreichend mit Wasser versorgt wird.

Die Wasseraufnahmerate von Pflanzen hängt einerseits von der potenziellen Evapotranspiration (Wasserdampfdefizit der Luft) und der pflanzeneigenen Größe Blattflächenindex (Blattfläche pro Bodenfläche) ab. Diese beiden Größen bestimmen, wie viel Wasser von der Pflanze an die Umgebung abgegeben wird. Anderseits kann über das Blätterdach nur so viel Wasser abgegeben werden, wie zuvor von den Wurzeln insgesamt aufgenommen wurde. Damit hängt die Wasseraufnahmerate auch vom Wassergehalt und der Wasserleitfähigkeit des Bodens ab (EHLERS, 1996).

2.4.1 Wasserverbrauch von Kulturpflanzen

Der mittlere Wasserverbrauch verschiedener Kulturpflanzenbestände ist in Abb. 2.4 beispielhaft anhand des Untersuchungsgebiets Donauried dargestellt. Die Berechnung des Wasserbedarfs pro Dekade erfolgte entsprechend dem im Anhang B dargestellten Schema für mittlere Evapotranspirationsraten.

Die Abbildungen verdeutlichen, dass der Wasserbedarf aller Kulturpflanzenarten aufgrund hoher Verdunstungsraten in den Sommermonaten am höchsten ist. Damit deckt sich der Zeitraum, in dem die Landwirtschaft viel Wasser benötigt mit dem Zeitraum, in dem auch die Wasserversorgung überdurchschnittlich viel Trinkwasser für die Bevölkerung bereitstellen muss. Die Folge ist ein Zielkonflikt zwischen beiden Nutzergruppen hinsichtlich der Ressource Wasser im Sommer, während im Winter bei beiden Gruppen der Bedarf gering ist.

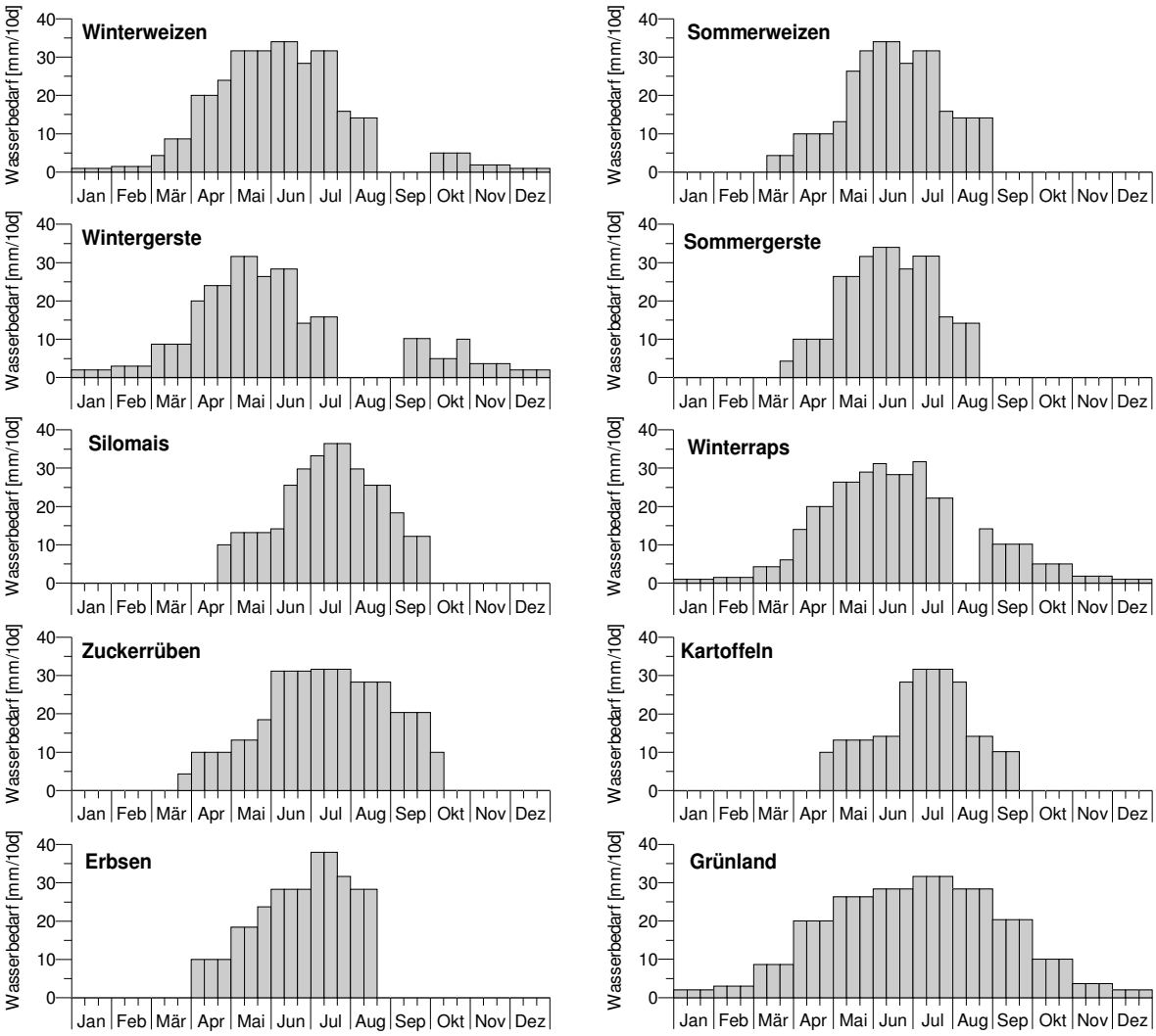


Abb. 2.4: Mittlerer Wasserverbrauch verschiedener Kulturpflanzenbestände im Donauried pro Dekade bei mittlerer Evapotranspiration (Q: HAAKH et al., 2004)

Die Auswertungen zeigen weiterhin, dass der Wasserbrauch der verschiedenen Kulturpflanzen zeitlich unterschiedlich verläuft. Während beispielsweise Zuckerrüben im August einen sehr hohen Wasserverbrauch aufweisen, benötigt der Sommerweizen zu dieser Zeit weniger Wasser, da er sich bereits in der Reifephase befindet. Geht man davon aus, dass der Niederschlag im Gebiet mehr oder weniger gleichmäßig verteilt ist, so kann ein Wasserdefizit nur durch eine künstliche Beregnung ausgeglichen werden. Diese ist aber nicht Bestandteil der hier diskutierten Optimierung. Darüber hinaus wechseln die Kulturarten jährlich entsprechend der praktizierten Fruchtfolge. Eine genaue Bestimmung des Wasserverbrauchs im Untersuchungsgebiet ist daher ohne aufwändige Erhebungen der räumlichen Verteilung der verschiedenen Kulturarten nicht möglich. Solche Erhebungen sind teuer und zeitintensiv und damit in der Praxis kaum zu verwirklichen. Für die Optimierung der Belange der Landwirtschaft ist es daher zielführender, den Prozess der Wasseraufnahme aus dem Boden zu betrachten.

2.4.2 Wasseraufnahme aus dem Boden

Böden sind in der Lage, in ihren Mittelporen (äquivalenter Porendurchmesser 0,2-50 µm) pflanzenverfügbares Wasser entgegen der Schwerkraft zu halten. Diese Eigenschaft verdanken sie dem Wechselspiel zwischen der flüssigen und der festen Phase des Bodens. Je trockener ein Boden ist, desto stärker ist das Wasser an die Bodenmatrix gebunden. Den Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Matrixpotenzial (bzw. als Betrag: die Saugspannung) beschreibt die Saugspannungs- oder Retentionskurve (auch pF-Kurve genannt, Abb. 2.5). Ab einem pF-Wert von 4,2 ist das Wasser so stark an die Bodenteilchen gebunden, dass die Wurzeln nicht mehr in der Lage sind, dieses aufzunehmen. Das oberhalb dieses Wertes im Boden verbleibende Wasser wird daher auch als Totwasser bezeichnet. Versuche mit Sonnenblumen hatten gezeigt, dass diese ab pF 4,2 irreversibel zu welken beginnen, der Wert wird daher als Permanenter Welkepunkt (PWP) bezeichnet.

Bei zunehmendem Wassergehalt im Boden lässt die Saugspannung nach und es kommt bei grundwasserfernen Böden (Flurabstand > 3 m) unterhalb von pF 2,5 zu einer Sickerbewegung des Wassers. Dieser Wert wird als Feldkapazität (FK) des Bodens bezeichnet und kennzeichnet den Wasseranteil, den der Boden maximal entgegen der Schwerkraft zu halten imstande ist. Bei grundwasserbeeinflussten Böden (Flurabstand < 3 m) ist die Feldkapazität vom Flurabstand abhängig und stellt sich je nach Grundwasserstand im Bereich zwischen pF 1,8 und 2,5 ein. Der pflanzenverfügbare Wasseranteil im Boden ist das Wasservolumen zwischen dem Wassergehalt am PWP und der FK und wird als nutzbare Feldkapazität (nFK) bezeichnet.

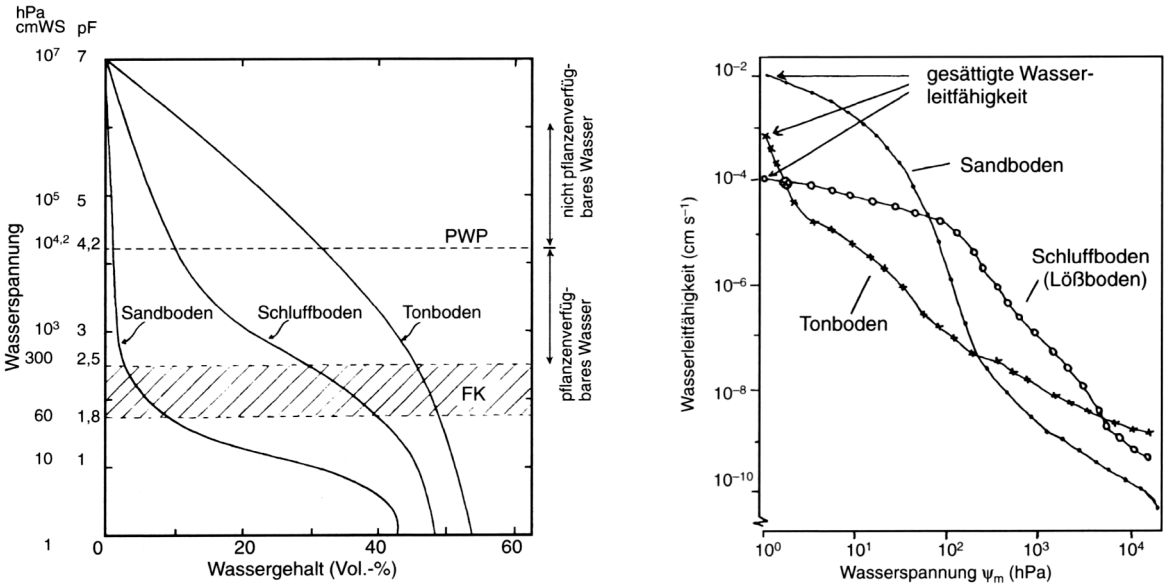


Abb. 2.5: Die Retentionskurve (links) und der Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeit und Wasserspannung bei unterschiedlichen Bodenarten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998)

Mit der Saugspannung ändert sich auch die Wasserleitfähigkeit des Bodens (Abb. 2.5). Bei geringen Saugspannungen sind die Fein- und Mittelporen des Bodens wassergefüllt. Damit ist ein guter Wasserfluss gewährleistet und die Wasserleitfähigkeit ist entsprechend hoch. Nimmt

die Saugspannung zu, so verringert sich der zur Verfügung stehende Fließquerschnitt, da nun zunehmend weniger Mittelporen wassergefüllt sind. Da außerdem die Feinporen meist deutlich tortuoser als Mittelporen sind, fällt die Wasserleitfähigkeit ab.

Der Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Saugspannung sowie zwischen Saugspannung und Wasserleitfähigkeit ist stark von der Körnung des Bodens (Bodenart) abhängig. Sandböden bestehen zu einem großen Teil aus schnell dränierenden Grobporen (äquivalenter Porendurchmesser > 50 µm). Diese sind nicht in der Lage, Wasser entgegen der Schwerkraft zu halten und so zeichnen sich Sandböden durch eine sehr geringe nFK aus. Sie sind daher als Pflanzenstandorte nicht besonders geeignet. Tonböden hingegen bestehen zu einem hohen Anteil aus Feinporen (äquivalenter Porendurchmesser < 0,2 µm). Diese binden das Wasser durch ihrer große spezifische Oberfläche so stark, dass ebenfalls nur ein geringer Teil (wenn auch größer als bei Sandböden) des Bodenwassers pflanzennutzbar ist. Weiterhin sind die Feinporen für die Pflanzenwurzeln kaum zu durchdringen, so dass reine Tonböden ebenfalls schlechte Pflanzenstandorte darstellen. Eine Mittelstellung nehmen die Schluffböden (z.B. Lössböden) ein. Bei ihnen sind die Mittelporen mit ca. 20% stark am Wasserhaushalt beteiligt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Da diese pflanzenverfügbares Wasser enthalten und zudem gut durchwurzelbar sind, stellen Schluffböden hochwertige Pflanzenstandorte dar.

Bei *grundwasserfernen Böden* lässt sich die pflanzenverfügbare Wassermenge des Bodens, d.h. das durch die Wurzeln ausschöpfbare Wasservolumen pro m² Bodenfläche nach (2.2) berechnen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998):

$$W_{pfl} = nFK \cdot W_e \qquad [mm] \tag{2.2}$$

mit:
W_{pfl} = pflanzenverfügbare Wassermenge [mm]
nFK = nutzbare Feldkapazität [mm/dm]
W_e = effektiver Wurzelraum [dm]

Der effektive Wurzelraum W_e ist dabei der Bodenbereich, den die Pflanze in niederschlagsarmen Jahren entwässern kann. Er kann aus Tabellenwerken (z.B. AG BODEN, 1994; DVWK, 1984) entnommen werden.

Bei *grundwasserbeeinflussten Böden* ist neben der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum auch der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser zu berücksichtigen (Abb. 2.6). Der kapillare Aufstieg ist der umgekehrte Vorgang der Sickerung. Wasser wird dabei entgegen der Schwerkraft von der Grundwasseroberfläche nach oben bewegt. Diese Bewegung kommt dann zustande, wenn das hydraulische Potenzial oberhalb der Grundwasseroberfläche kleiner als null, d.h. die Saugspannung größer als das Gravitationspotenzial ist. Im hydrostatischen Fall bildet sich oberhalb der Grundwasseroberfläche ein wassergesättigter Kapillarsaum ohne Wasserbewegung aus. Nimmt die Saugspannung im Wurzelraum infolge von Wasserentzug durch Verdunstung oder Pflanzenentzug zu, stellt sich ein aufwärts gerichteter Wassertransport ein. Der kapillare Aufstieg ist von der Boden- bzw. der Torfart und der Entfer-

nung der Grundwasseroberfläche zur unteren Grenze des effektiven Wurzelraums abhängig (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Ist die Bodenart bekannt, so lässt sich der maximale Grenzflurabstand (GFA_{max}) berechnen, bei dem die Pflanze noch vom Grundwasser profitieren kann. Als untere Grenze für einen pflanzennutzbaren kapillaren Aufstieg gilt eine Aufstiegsrate von 0,3 mm/d (AG BODEN, 1994). Der maximale Grenzflurabstand ergibt sich aus der Summe des effektiven Wurzelraums und der kapillaren Steighöhe bei einer Aufstiegsrate von 0,3 mm/d.

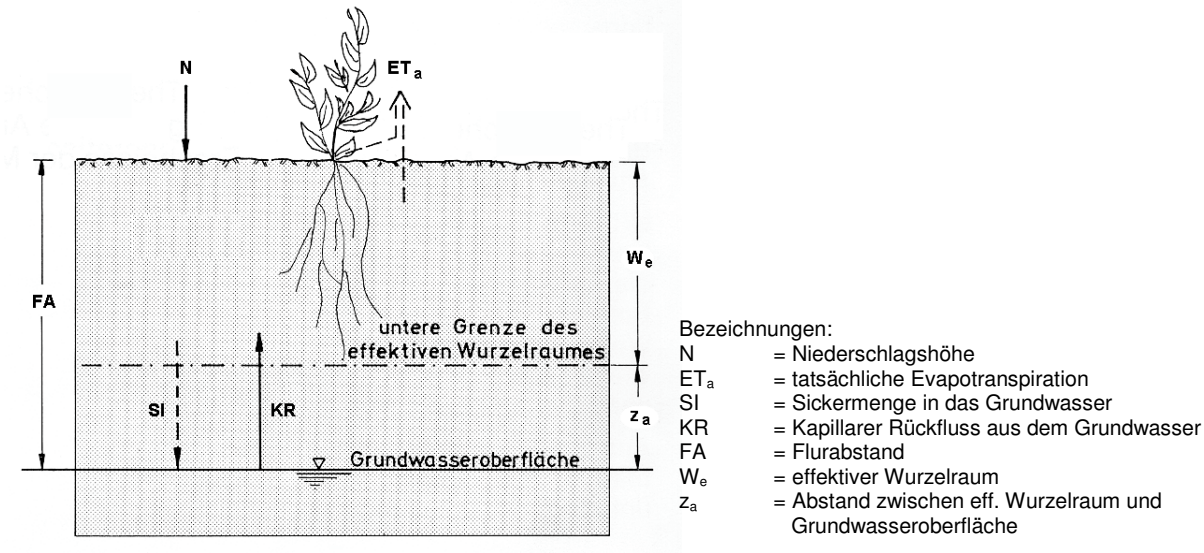


Abb. 2.6: Schema zur Bodenwasserbilanz (nach DVWK, 1984; verändert)

Bei geringeren Flurabständen erhöht sich die kapillare Aufstiegsrate, das Grundwasser kann also in verstärktem Maße zu einer Verbesserung der Wasserversorgung der Pflanzen beitragen. Eine optimale Wasserversorgung aus dem Grundwasser ist ab einer kapillaren Aufstiegsrate von 5 mm/d in den effektiven Wurzelraum gegeben (AG BODEN, 1994).

2.4.3 Versorgungsgrad des Bodens

Die wichtigste Größe zur Beurteilung der Bodenwasserverhältnisse aus landwirtschaftlicher Sicht ist der Versorgungsgrad (VG) des Bodens. Dieser beschreibt prozentual den Bodenwassergehalt in den Mittelporen im effektiven Wurzelraum. Er wird in der Dimension Prozent der nutzbaren Feldkapazität (% nFK) angegeben. Ein Versorgungsgrad von 100% nFK entspricht der FK des Bodens, 0% nFK entsprechen dem Wassergehalt bei Erreichen des PWP. Voraussetzung zur Bestimmung des VG ist die Kenntnis des Zusammenhangs zwischen Wassergehalt und Wasserspannung (Retentionskurve, Abb. 2.7).
Anhand des VG lassen sich die Wasserverhältnisse für die Pflanzen einordnen. Bei FK (100% nFK) sind nur die für die Pflanzenversorgung unbedeutenden Grobporen nicht wassererfüllt. Der Gasaustausch ist bei diesen Verhältnissen stark eingeschränkt und das an den Pflanzenwurzeln durch mikrobiologische Prozesse entstehende CO_2 kann nicht ausreichend schnell entweichen (BAEUMER, 1992). Sauerstoffmangel kann daher bei FK zum limitierenden Faktor werden und die Pflanzenwurzeln können zu faulen beginnen. Hält dieser Zustand längere Zeit an, stirb die Pflanze ab. Aus diesem Grund ist ein VG von maximal 80% nFK anzu-

streben (HYDRO AGRI, 1993). Unter diesen Umständen können eventuell eintretende Starkregenereignisse ohne nachteilige Auswirkungen auf die Pflanze kompensiert werden.

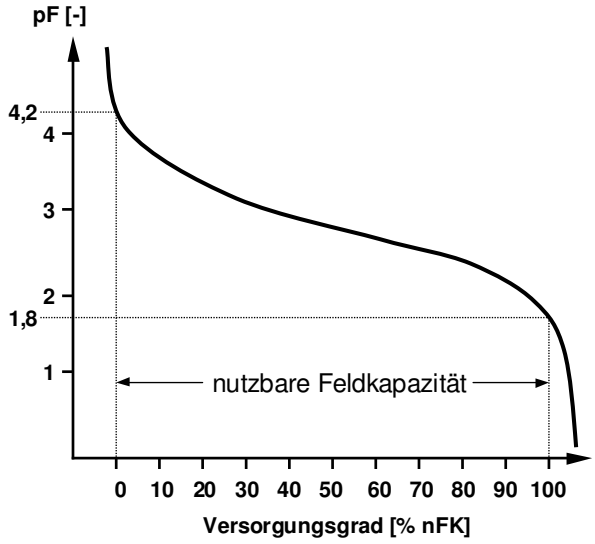


Abb. 2.7: Ermittlung des Versorgungsgrads anhand der Retentionskurve

Ertragseinbußen aufgrund von Wassermangel treten bereits vor Erreichen des PWP (0% nFK) ein (BAEMER, 1992, HYDRO AGRI, 1993). Die Wasserleitfähigkeit des Bodens ist ab ca. 40% nFK eingeschränkt (BAEUMER, 1992: 50% nFK, HYDRO AGRI, 1993: 30% nFK, DVWK, 1984: 30-50% nFK), so dass unter diesen Bedingungen Wassermangel zum limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum werden kann. In der landwirtschaftlichen Praxis wird der Einsatz einer künstlichen Beregnung angeraten, wenn dieser Wert unterschritten wird. Der Bodenwassergehalt kann aber wie oben beschrieben auch durch die Anhebung des Grundwasserspiegels und damit einer höheren kapillaren Aufstiegsrate aus dem Grundwasser verbessert werden.

Tab. 2.3: Bedeutung des Versorgungsgrads für die Pflanzenentwicklung (REALCHEMIE, 2005)

nFK [%]	Bedeutung für die Pflanzenentwicklung
< 30	Die Pflanze steht unter Wasserstress, mit Ertragseinbußen ist zu rechnen
30 – 50	Noch ausreichende Wasserversorgung der Pflanzen
50 – 80	Optimales Wasserangebot
80 – 100	Beginn der Überversorgung, Gefahr von Sauerstoffmangel
> 100	Überversorgung und Sauerstoffmangel

Ein produktionszuträglicher Bodenwasserhaushalt ist auch aus Sicht der Wasserversorgung als positiv zu werten. Nur allzu häufig wird in der landwirtschaftlichen Praxis versucht, einem Mangel beim Wachstumsfaktor Wasser durch eine erhöhte Düngergabe entgegenzusteuern. Diese (nicht ordnungsgemäße) Praxis führt jedoch meist nicht zu der erhofften Ertragssteigerung, sondern vor allem zu einem Anstieg der Nitratkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser und damit im Rohwasser von Trinkwasserbrunnen. Obwohl die Düngung nicht Bestandteil der hier diskutierten Optimierung ist, kann durch einen ausgeglichenen Bodenwasserhaushalt ein wichtiger Beitrag zur Ertragsmaximierung bei ordnungsgemäßer Düngung geleistet werden.

2.4.4 Bodenschutz

Entsprechend der Definitionen in Kap. 1.4.3 sind neben der Produktivität auch die Belange des Bodenschutzes für eine nachhaltige Landwirtschaft von Bedeutung. Nicht jede landwirtschaftlich Nutzung ist auf jedem Standort verträglich (Abb. 2.8). Dies wirkt sich auch auf die anzustrebenden Bodenwasserverhältnisse aus. Gebiete mit einem großen Grundwasserreichtum sind oft durch semiterrestrische oder organische Bodentypen geprägt (z.B. Auenböden, Gleye und Moorböden). Charakteristisch für diese Bodentypen ist, dass sie zur Aufrechterhaltung ihrer biotischen Potenziale auf oberflächennahe Grundwasserstände angewiesen sind. Diese stehen einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung (Acker- und Gemüsebau) entgegen, so dass auf diesen Flächen ein Kompromiss zwischen den Anforderungen des Bodenschutzes und der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit gefunden werden muss. Idealerweise ist die Nutzung an die Standortverträglichkeit angepasst.

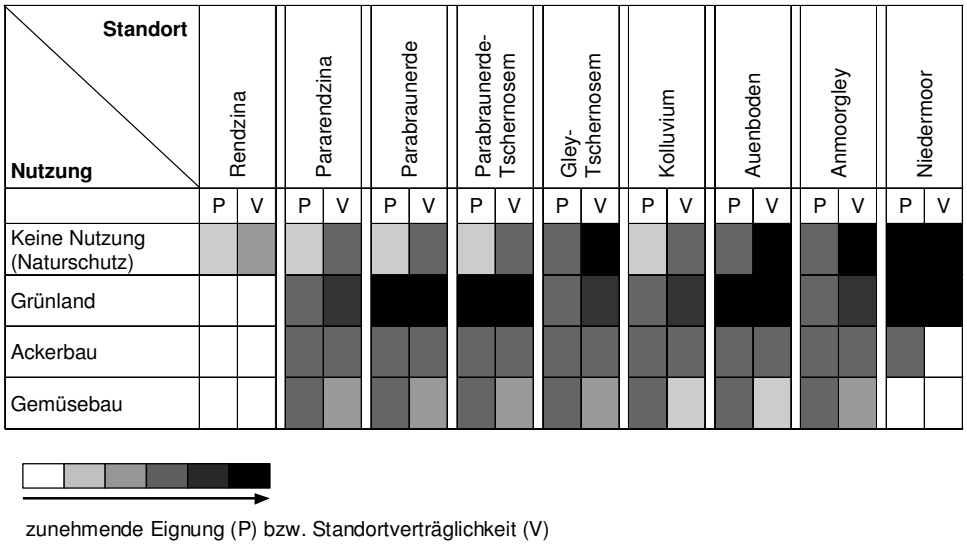


Abb. 2.8: Nutzungseignung und Standortverträglichkeit von Bodeneinheiten am Beispiel des Donaurieds (nach STASCH, 1996; verändert)

Damit lässt sich im Hinblick auf die Optimierung der Standortbedingungen (Wasserhaushalt) von Kulturpflanzen und die Aspekte des Bodenschutzes ein Leitbild für die optimierte Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht der Landwirtschaft formulieren:

Leitbild einer optimalen Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht der Landwirtschaft

Schaffung und Erhaltung eines produktionszuträglichen Bodenwasserhaushalts für eine standortverträgliche landwirtschaftliche Nutzung

Das Leitbild stellt den Idealfall einer optimalen Entnahmesteuerung aus landwirtschaftlicher Sicht dar. Der Bodenwasserhaushalt lässt sich dabei über den Versorgungsgrad beschreiben. Die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung für eine nicht standortverträgliche landwirtschaftliche Nutzung widerspricht dem Ziel einer nachhaltigen Gesamtentwicklung.

2.5 Anforderungen des Naturschutzes

Der Zusammenhang zwischen Grundwasserabsenkung durch Entnahmen und Verlust von Feuchtgebietsbiotopen ist seit langem bekannt. Die Minimierung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf solche Biotope war daher in der Vergangenheit Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (LINDNER, 1983; HAARHOFF, 1990). Dabei ist den Wasserversorgungsunternehmen bewusst, dass eine einwandfreie Trinkwasserversorgung auf Dauer nur dann gewährleistet werden kann, wenn das natürliche Gefüge in den Wassergewinnungsgebieten intakt ist (FLINSPACH, 1993).

Feuchtgebiete stellen in unserer heutigen durch Meliorationsmaßnahmen geprägten Kulturlandschaft selten gewordene Lebensräume für spezialisierte Tier- und Pflanzenarten dar. Von den 649 höheren Tierarten der alten BRD ist fast jede zweite auf Feuchtgebiete angewiesen (13% der Säuger, 46% der Vögel, 23% der Reptilien und fast alle Lurch- und 150 Fischarten; KATALYSE UMWELTLEXIKON, 2005). Besondere Bedeutung besitzen Feuchtgebiete für Wat- und Wasservögel wie den Großen Brachvogel, die Bekassine, den Kiebitz oder den Wachtelkönig, die sich an die extremen Lebens- und Umweltbedingungen angepasst haben. 1971 wurde in Ramsar/Iran eine internationale Konvention über den Schutz von Feuchtgebieten abgeschlossen. 1976 trat die Ramsar-Konvention in der Bundesrepublik Deutschland in Kraft, 17 Feuchtgebiete wurden als international bedeutsame Rast- und Überwinterungsgebiete für Wat- und Wasservögel unter Schutz gestellt.
Gleichzeitig fungieren intakte Feuchtgebiete im Landschaftshaushalt als Stoffsenken für Nähr- und Feststoffe, indem sie Stickstoff und Kohlenstoff akkumulieren und fixieren. Im Wasserhaushalt wirken sie ausgleichend, indem sie überschüssiges Wasser nach Starkniederschlägen erst mit Verzögerung wieder abgeben und somit einen Beitrag zum Hochwasserschutz leisten (KRATZ & PFADENHAUER, 2001).

Feuchtgebiete sind Flächen, die – zum Teil ständig – von seichtem Wasser bedeckt sind. Darunter fallen Auenlandschaften, Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebiete sowie im weiteren Sinne auch Gewässer (KATALYSE UMWELTLEXIKON, 2005). Art. 1 der Ramsar-Konvention definiert Feuchtgebiete als „(...) Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebiete oder Gewässer, die natürlich oder künstlich, dauernd oder zeitweilig, stehend oder fließend, Süß-, Brack- oder Salzwasser sind (...).“ Charakteristisch für Feuchtgebiete ist, dass sie im Vergleich zu anderen Biotopen rasch zerstört werden können und so ihre ökologischen Funktionen verlieren (KRATZ & PFADENHAUER, 2001).

2.5.1 Grundwasserabhängige Landökosysteme

Im Mittelpunkt der weiteren Betrachtungen stehen die grundwasserabhängigen Landökosysteme. Dies sind Feuchtgebiete, die in ihrer Existenz von bestimmen Grundwasserverhältnissen abhängig sind (mittlerer Grundwasserflurabstand ≤ 3 m; LENKENHOFF & ROSE, 2003) und die durch Grundwasserabsenkungen beeinträchtigt oder gar zerstört werden können. Nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) schließt der gute mengenmäßige Zu-

stand eines Grundwasserkörpers eine signifikante Schädigung von grundwasserabhängigen Landökosystemen aus (LENKENHOFF & ROSE, 2003).

Im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie hat sich in jüngster Vergangenheit die Erkenntnis durchgesetzt, dass es aus wissenschaftlicher, planerischer und rechtlicher Sicht zielführend ist, grundwasserabhängige Ökosysteme auf der Ebene des Biotoptyps bzw. – wo diese in Untertypen gegliedert sind – des Biotopuntertyps entsprechend der Standardbiotoptypenliste des Bundesamtes für Naturschutz zu definieren und klassifizieren (LENKENHOFF & ROSE, 2003; PETERSEN & SÜTERING, 2003; RIECKEN et al., 2003; RASPER, 2004). Diese Einteilung ist auch aufgrund der verfügbaren Datengrundlage sinnvoll, da Biotoptypen in Deutschland im Rahmen der Biotopkartierung flächendeckend (z.B. in Bayern und im Saarland) bzw. selektiv (z.B. in Baden-Württemberg, Sachsen-Anhalt und Niedersachsen) bereits kartiert und erfasst wurden.

Ein Biotop ist der Lebensraum einer Biozönose (Lebensgemeinschaft von Pflanzen und Tieren) von einheitlicher, gegenüber seiner Umgebung mehr oder weniger scharf abgrenzbarerer Beschaffenheit (BÖCKER, 2002), während unter einer Pflanzengesellschaft die Lebensgemeinschaft von Pflanzenarten an einem durch einheitliche Standortbedingungen (z. B. Wasser, Nährstoffe usw.) gekennzeichneten Wuchsort verstanden wird (KAULE & ROSENTHAL, 1999). Das bedeutet, dass sich die für die Pflanzen charakteristischen Wasserverhältnisse präziser auf der Ebene der Pflanzengesellschaften herleiten lassen (z.B. GOEBEL, 1996). Dennoch sprechen gewichtige Argumente dafür, auch im Rahmen der hier behandelten Optimierung Biotoptypen als Klassifikationsebene für die Bestimmung der Wasseransprüche des Naturschutzes heranzuziehen:

1. In den Bundesländern existieren bereits Listen mit Biotoptypen, nicht jedoch mit Pflanzengesellschaften und der Kenntnisstand zu den Biotoptypen ist i.a. größer als der zu den Pflanzengesellschaften.
2. Eine Kartierung und Erhebung von Biotoptypen ist weitaus schneller und günstiger durchzuführen als eine flächige Erhebung von Pflanzengesellschaften.
3. Der mit dem Grundwassermodell für einen Knoten berechnete Flurabstand muss einer Vegetationseinheit an der Oberfläche zugeordnet werden können. In Abhängigkeit von der Gitterweite des Modells kann dies bei kleinräumig strukturierten Pflanzengesellschaften Probleme verursachen.
4. Eine Optimierung der Flurabstände für einzelne Pflanzengesellschaften ist aufgrund der physikalischen Eigenschaften von Grundwasserströmungen (Absenkungsverhalten) nahezu unmöglich.

Es muss in Kauf genommen werden, dass sich einem Biotoptyp häufig mehrere Pflanzengesellschaften zuordnen lassen, die nicht notwendigerweise dieselben Ansprüche an den Wasserhaushalt besitzen. Ein vergleichbares Problem stellt sich jedoch auch bei den Pflanzengesellschaften auf einer feineren Gliederungsebene (BREUNIG, 2002).

Von KOSKA et al. (in: SUCCOW & JOOSTEN, 2001) wurde aufbauend auf der klassischen Pflanzensoziologie das Konzept der Vegetationsformen entwickelt. In diesem Konzept wird angestrebt, Vegetationstypen aufzustellen, die „eng umrissene Standortbedingungen eindeutig repräsentieren“ (SUCCOW & JOOSTEN, 2001). Das zur Kartierung von Naturraumeinheiten

und zur Bioindikation entwickelte Konzept eignet sich für das vorliegende Optimierungsproblem jedoch nur bedingt, da es bei jeder Übertragung auf einen anderen Naturraum einer neuerlichen Eichung bedarf. Dies ist zwar bei Anwendung des Biotoptypenkonzepts ebenso notwendig, da es sich jedoch um eine gröbere Klassifikation handelt, ist die Zuordnung von charakteristischen Wasserverhältnissen lange nicht so aufwändig.

2.5.2 Feuchtgebietsabhängige Tierarten

Die oben beschriebene Herleitung der Anforderungen der Natur an den Wasserhaushalt erfolgt ausschließlich anhand der im Gebiet vorhandenen Vegetation. Tierarten, die in ihrer Existenz ebenfalls auf oberflächennahe Grundwasserstände angewiesen sind, wurden bislang nicht berücksichtigt. Es stellt sich daher die Frage, ob die Beschreibung von Feuchtgebieten tatsächlich allein anhand der Vegetation vorgenommen werden kann.

2.5.2.1 Avifauna

Feuchtgebiete werden vorzugsweise von den Wat- und Wiesenvögeln bevölkert. Als Wiesenvögel werden diejenigen Arten bezeichnet, die überwiegend Feuchtgrünland besiedeln (ROSENTHAL et al., 1998). Darunter sind zahlreiche Rote-Liste-Arten (RL) zu finden, wie beispielsweise Kampfläufer, Wachtelkönig und Wiesenweihe (RL 1), Bekassine, Großer Brachvogel, Uferschnepfe (RL 2), Braunkehlchen, Kiebitz, Wiesenpieper und Rotschenkel (RL 3). Feuchte Böden sind für die Wiesenvögel von entscheidender Bedeutung, um mit ihren langen Schnäbeln im Boden nach Nahrung stochern zu können. Regelmäßige Überflutungen von Flächen sind für das Vorkommen der Wiesenvogel-Leitarten bedeutsam. So zeigt die Überlagerung der Brutstätten des Wachtelkönigs eine gute Übereinstimmung mit regelmäßig überschwemmten Gebieten im Winter und Frühjahr (ROSENTHAL et al., 1998). Dabei sind Dauer, Ausdehnung und Jahreszeit der Überschwemmungen von entscheidender Bedeutung für das Vorkommen und die Anzahl der Wiesenvögel. Es darf allerdings nicht übersehen werden, dass außer dem Wasser noch weitere Faktoren auf die Abundanz dieser Arten einwirken. Als wertbildende Parameter sind hierbei zu nennen (FLADE, 1994):

- das Vorhandensein von offenen, weiträumigen und nahezu gehölzfreien Flächen von mind. 100 ha,
- ein bewegtes Bodenrelief,
- kurzrasige und lückige Vegetation sowie
- extensive Bewirtschaftung von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Dadurch wird die Ableitung eines direkten Zusammenhangs zwischen Grundwasserstand und Vogelvorkommen erschwert. Verbesserte Wasserverhältnisse für Wiesenvögel (lange und großflächige Vernässungen) müssen demnach nicht zwangsläufig zu einer erhöhten Population führen.

ROSENTHAL et al. (1998) schlagen eine idealisierte Wasserganglinie für die Bedürfnisse von Rast- und Wiesenbrutvögeln in niedermoorgeprägten Feuchtgrünlandgebieten vor, die eine gute Übereinstimmung mit den idealisierten Ganglinien für die Grundwasserstufen 1 bis 5 von Feuchtgrünland zeigt (Abb. 2.9). Danach beschränken sich die notwendigen Überflutungen auf das hydrologische Winterhalbjahr von November bis April.

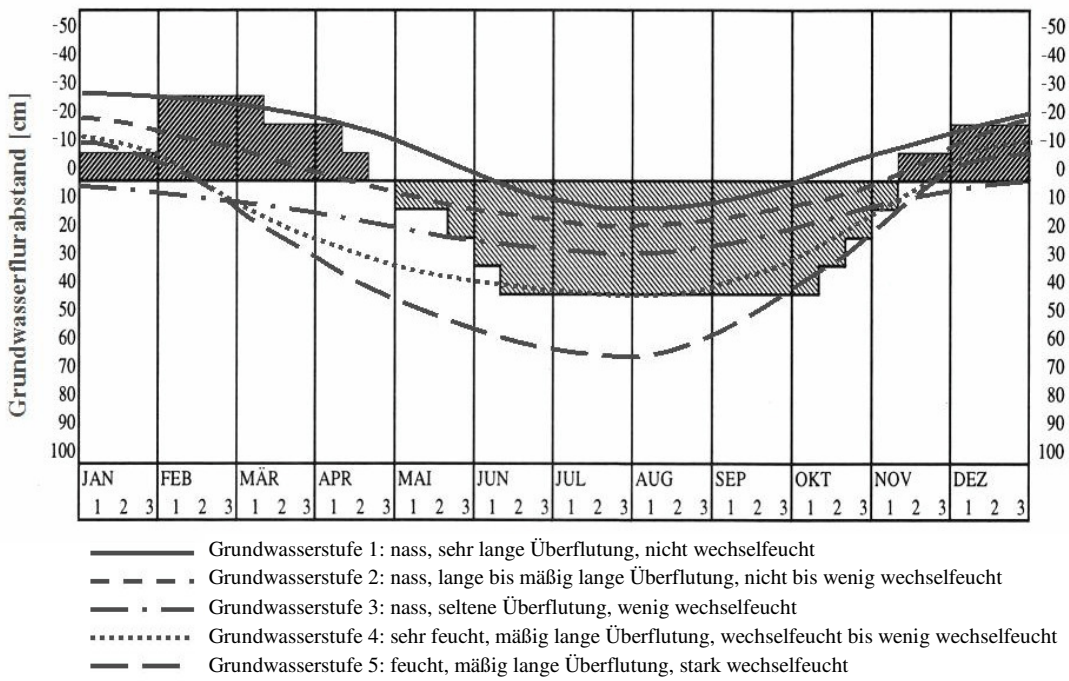


Abb. 2.9: Idealisierte Ganglinie für die Bedürfnisse von Rast- und Wiesenbrutvögeln. Überlagert: idealisierte Grundwasserverläufe von Grünlandplanzengesellschaften (nach ROSENTHAL et al., 1998; verändert)

2.5.2.2 Amphibien

Die in Deutschland heimischen Amphibienarten sind bezüglich ihrer Fortpflanzung auf offene Wasserflächen angewiesen (ROSENTHAL et al., 1998). Zur Übersommerung oder Überwinterung ziehen sie sich aber auf terrestrische Standorte zurück. Für das Überleben der Amphibienarten ist eine enge räumliche Verzahnung dieser beiden Lebensräume erforderlich.

Die Amphibienarten Laubfrosch, Moorfrosch und Rotbauchunke konzentrieren ihr Auftreten auf Feuchtgrünland und sind heute fast ausschließlich auf diesen Standorten zu finden. Der Laubfrosch benötigt sonnenbeschienene Gewässer, in deren Umgebung Knicks, Strauchvegetation o.ä. zu finden ist. Der Moorfrosch hingegen ist ein typischer Bewohner von Hoch- und Niedermooren, der hohe Grundwasserstände und sonnenbeschienene, vegetationsreiche, flache Laichgewässer benötigt. Mit einer maximalen Migrationsleistung von ca. 1 km ist er nahezu standortgebunden und kann im Falle zu trockener Bedingungen nicht auf Ersatzbiotope ausweichen. Gleiches gilt für die Rotbauchunke, die fast ganzjährig an das Laichgewässer gebunden ist. Sie bevorzugt dabei wasserführende Grünlandsenken mit einer dichten, niedrigen Vegetation, die beispielsweise durch hohe Grundwasserstände oder Stauwasser im Feuchtgrünland entstehen können. Die drei genannten Arten können durch langanhaltende Vernässungen in ihrem Vorkommen gefördert werden. Dadurch kann verhindert werden, dass ihr Laich vor dem Schlüpfen der Brut austrocknet.

Es bleibt festzustellen, dass die Vegetation die geeignetste Grundlage zur Ableitung feuchtgebietstypischer Grundwasserflurabstände darstellt. Sie steht mit den sie besiedelnden Tierarten in einem engen ökologischen Zusammenhang mit zahlreichen Abhängigkeiten und Rück-

kopplungen. Die Optimierung des Flurabstands für die Biotoptypen führt gleichzeitig zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen für die feuchtgebietstypischen Tierarten.

Die Vorteile der Klassifikation von naturschutzrelevanten Flächen anhand der Vegetation liegen auf der Hand:

- Einfachere Kartierung der standortgebundenen Vegetation im Vergleich zu den mobilen Tierarten; insbesondere die für Feuchtgebiete typischen Wat- und Wiesenvögel zeichnen sich durch eine hohe Mobilität aus.
- Es existieren deutlich mehr und exaktere Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Vegetation und Grundwasserstand als über den Zusammenhang zwischen Tierarten und Grundwasserstand.

2.5.3 Ökologisch begründete Mindestwasserführung

Grundwasserentnahmen wirken sich nicht nur auf das unterirdische Wasser sondern auch auf das mit dem Grundwasser in einem hydraulischen Kontakt stehende Oberflächenwasser aus. In Abhängigkeit von der Durchlässigkeit der Gewässersohle und der Potenzialdifferenz zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser kommt es zur einer Infiltration in das Grundwasser bzw. zu einer Exfiltration aus dem Grundwasser. Der Austausch zwischen den beiden Teilsystemen findet im wesentlichen über das Gewässerbett statt. Dabei bestimmt die Mächtigkeit und die Durchlässigkeit der an der Gewässersohle und den Seiten ausgebildeten Kolmationsschicht die Austauschrate (LANG & KEIM, 1997).

Im Falle der Infiltration tritt Oberflächenwasser in das Grundwasser über, wodurch die im Oberflächengewässer verbleibende Wassermenge reduziert wird. Dies kann, insbesondere bei kleinen Gewässern mit einer geringen Selbstdichtung der Sohle zu einer Gefährdung der im Gewässer lebenden Biozönose führen, deren Überleben von der Einhaltung eines bestimmten Mindestabflusses abhängt (DVWK, 1999).
Ein reduzierter Abfluss im Oberflächengewässer kann Auswirkungen auf die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse im betroffen Gewässerabschnitt haben (KOBUS, 1996; DVWK, 1999):

- Verringerung der Wassertiefe und -breite und damit der benetzten Fläche und des aquatischen Volumens
- Räumliche und zeitliche Änderung der Strömungsverhältnisse
- Veränderungen der physikalischen Eigenschaften des Wassers, beispielsweise Temperatur und Sauerstoffgehalt
- Verstärkte Ablagerung von Feinsedimenten und Verfüllung des Lückensystems
- Veränderung der in diesem Abschnitt lebenden Tier- und Pflanzenlebensgemeinschaften
- Absinken des Grundwasserspiegels in der angrenzenden Aue

Nach § 1a Abs. 1 WHG (2002) sind Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern und so zu bewirtschaften, dass vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben. Aus diesem Grund beinhalten viele Wassergesetze der Länder Regelungen zur Mindestwasserführung in den Gewässern

(z.B. §35a WG Baden-Württemberg, §42a WG Sachsen). Diese Regelungen beziehen sich zwar explizit nur auf die Benutzung von Oberflächengewässern wie beispielsweise Wasserentnahme aus dem Gewässer zum Zwecke der Energiegewinnung mittels Wasserkraftanlagen, sollten jedoch auch bei der Grundwasserbewirtschaftung Berücksichtigung finden, wenn eine Unterschreitung des Mindestabflusses durch Grundwasserentnahmen zu befürchten ist.

Die bislang vielfach angewendete Praxis, wonach sich die Mindestwasserführung an hydrologischen Kenngrößen orientiert (z.B. 1/3 MNQ ± 1/6 MNQ in Baden-Württemberg; DAUCHER, 1997), wurde in jüngerer Vergangenheit durch neue Verfahren verbessert, die sich stärker an den wasserwirtschaftlichen und ökologischen Eigenheiten einzelner Fließgewässertypen orientieren. Vom DVWK (1999) wurden zwei Verfahren vorgelegt, welche eine ökologisch begründete Mindestwasserführung mittels Halbkugelmethode bzw. Habitat-Prognose-Modell bestimmen. Die Verfahren berücksichtigen die Anforderungen der Makrozoobenthosfauna an die sohlnahen Strömungsbedingungen im Fließgewässer. Auf die Notwendigkeit der Berücksichtigung des dynamischen Anteils an der Mindestwasserführung wird hingewiesen. So sollen sich in der Mindestwasserführung die natürlichen jahreszeitlichen Schwankungen der Abflussverhältnisse in verkleinertem Maßstab widerspiegeln.

Verringerungen des Abflusses durch Grundwasserentnahmen sind zu befürchten, wenn sich das Fließgewässer innerhalb des Absenkungsbereiches der Brunnen befindet. Modellrechnungen haben beispielsweise für das Trinkwassersicherstellungsgebiet „Rheintal“ des Zweckverbandes Bodensee-Wasserversorgung ergeben, dass die Infiltration eines in der Nähe einer geplanten Fassungsanlage vorbeiführenden Kanals einen Anteil von rund 40% an der Maximalförderrate ausmacht (BÜRO PROF. DR. H. SCHNEIDER & PARTNER, 1994). Durch die verringerte Abflussgeschwindigkeit erhöht sich gleichzeitig die Gefahr einer verstärkten Kolmation der Gewässersohle, die das Fließgewässer gegen das Grundwasser abdichtet.

Die Anforderungen des Naturschutzes in Feuchtgebieten richten sich auf die Aufrechterhaltung eines feuchtgebietstypischen Grundwasserhaushalts und die Einhaltung von ökologisch begründeten Mindestwasserabflüssen in Oberflächengewässern, die mit dem Grundwasser in einer hydraulischen Verbindung stehen. Von einer Grundwasserabsenkung sind aus naturschutzfachlicher Sicht nur diejenigen Vegetationsstrukturen betroffen, die in ihrer Existenz auf bestimmte, flurnahe Grundwasserstände angewiesen sind. Der Grundwasserflurabstand stellt für diese Pflanzen das zentrale Qualitätsmerkmal dar. Als Klassifikationsebene für die sog. grundwasserabhängigen Landökosysteme wird die Ebene des Biotoptyps gewählt.

Leitbild einer optimalen Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht des Naturschutzes

Langfristige Erhaltung von grundwasserabhängigen Landökosystemen durch einen feuchtgebietstypischen Grundwasserhaushalt und Sicherstellung eines ökologisch begründeten Mindestwasserabflusses in Oberflächengewässern

3 Bewertungs- und Optimierungssysteme

Die in Kap. 2 gefundenen Anforderungen an die Grundwasserbewirtschaftung müssen nun in ein geeignetes Bewertungsverfahren integriert werden, so dass die Auswirkungen der Grundwasserentnahmen einer Bewertung zugeführt werden können. Bewertungsverfahren dienen der Entscheidungsfindung bzw. deren Vorbereitung. In allen Bewertungsverfahren werden verschiedene Alternativen auf ihre Auswirkungen hin überprüft und schließlich diejenige Alternative mit den positivsten bzw. mit den wenigsten negativen Auswirkungen zur Auswahl vorgeschlagen. In aller Regel besitzen die Alternativen eine sehr große Anzahl unterschiedlichster Auswirkungen auf die verschiedensten Bereiche, so dass zu Beginn des Bewertungsprozesses die Anzahl der zur Entscheidung herangezogenen Parameter auf wenige entscheidungsrelevante Bewertungskriterien reduziert werden muss (vgl. Kap. 2.2). Nur so ist es möglich, den Überblick zu bewahren und zu einer rationalen und nachvollziehbaren Entscheidung zugunsten einer Alternative zu gelangen.

Jeder Mensch nimmt im Laufe eines Tages intuitiv eine Vielzahl an Bewertungen vor, wenn er sich entscheiden muss. Dabei reduziert er die Komplexität der Realität: Er wählt die für ihn bedeutsamen Auswirkungen einer Alternative aus und bewertet diese. Implizit wird bei der Auswahl der relevanten Bewertungskriterien bereits eine Vorauswahl getroffen, da für die Person unwichtige Kriterien nicht berücksichtigt werden und damit bestimmte Alternativen bereits von vorneherein ausscheiden, ohne näher überprüft worden zu sein.

Von sehr hoher Bedeutung sind Bewertungsverfahren in der Politik, weil hier oft sehr weitreichende und langfristige Entscheidungen getroffen werden müssen. Das Schwierige daran ist, dass die Entscheidungen, die Politiker zu fällen haben, von einer breiten Mehrheit der Bevölkerung getragen werden können müssen. Die Bewertungskriterien müssen daher bei politischen Entscheidungen auf der Grundlage von gesellschaftlich akzeptierten Werten und Leitbildern ausgewählt werden. So ist beispielsweise eine Entscheidung zugunsten einer sehr preisgünstigen Alternative, die mit einer hohen Umweltbelastung verbunden ist, gesellschaftlich nicht zu vertreten. Die Auswahl der relevanten Bewertungskriterien darf hier also nicht aus dem „hohlen Bauch“ heraus erfolgen, sondern muss die Werteordnung der Gesellschaft berücksichtigen. Besonders problematisch stellt sich nun dar, dass sich diese Wertvorstellungen im Laufe der Zeit ändern können und Entscheidungen, wie sie in der Vergangenheit getroffen wurden, heute nicht mehr nachvollziehbar erscheinen. Durch die Anwendung des Nachhaltigkeitsprinzips bei der Entscheidungsfindung soll erreicht werden, dass heute getroffene Entscheidungen auch in Zukunft für die Gesellschaft tragbar sind.

3.1 Übersicht über Bewertungsverfahren zur Beurteilung von wasserwirtschaftlichen Projekten

Die systematische Bewertung von Projekt- oder Handlungsalternativen dient dazu, deren Auswirkungen vergleichbar zu machen und sie in Relation zum Status quo („Nullvariante“) zu setzen. In der Vergangenheit wurden dazu zahlreiche mehr oder weniger formalisierte Bewertungsverfahren entwickelt, die sich in der Art und Weise unterscheiden, wie sie die Projektwirkungen erfassen und verarbeiten. Die Bewertung von wasserwirtschaftlichen Projekten begann in Deutschland Ende der 60er Jahre des vorigen Jahrhunderts. Zu jener Zeit wurden finanzmathematische Rechenmodelle mit rein ökonomischen Zielfunktionen zur Beurteilung von Investitionsmaßnahmen auf wasserwirtschaftliche Projekte übertragen. Parallel zur Weiterentwicklung der monetären Bewertungsverfahren entstand ab ca. 1970 eine zweite Gruppe von Entscheidungsmodellen mit mehrdimensionalen (multikriteriellen) Zielsystemen (RICKERT, 1993). Im folgenden sind die in Deutschland gebräuchlichsten Bewertungsverfahren zur Beurteilung von wasserwirtschaftlichen Projekten zusammengestellt.

Kostenvergleichsrechnung

Bei der Kostenvergleichsrechnung werden nur die Kosten der Alternativen verglichen. Dies setzt die Gleichheit der Nutzen und sonstigen nicht-monetären Wirkungen (Sozialkosten) voraus (LAWA, 1993). Abhilfe wurde mit der Erweiterten Kostenvergleichsrechnung geschaffen. Hier lassen sich auch Alternativen vergleichen, die unterschiedliche Nutzen erzielen. Der monetär erfassbare Differenznutzen verschiedener Alternativen wird dabei von den Kosten abgezogen. Der Kostenvergleich dient dazu, aus einer Anzahl vorgegebener Alternativen die kostengünstigste Lösung zu ermitteln und bietet daher bei der Lösung des Auswahlproblems bei Investitionsentscheidungen eine Hilfestellung. In der Konsequenz bedeutet dies, dass die „Nullvariante“ nicht bewertet werden kann, da hierbei keine Kosten anfallen.

Kosten-Nutzen-Analyse

Die Kosten-Nutzen-Analyse entwickelte sich aus den einfachen Kosten- und Nutzenvergleichsrechnungen und stellt das höchstwertige monetäre Bewertungsverfahren dar. In der Kosten-Nutzen-Analyse werden sämtliche monetär bewertbaren Kosten und Nutzen in Geldwerten beschrieben und so miteinander vergleichbar gemacht. Kosten und Nutzen, die bei Dritten entstehen, werden als sog. externe Effekte oder soziale Kosten und Nutzen berücksichtigt. Die für die Betriebswirtschaft entwickelten Rentabilitätskriterien (Verhältnis von Nutzen zu Kosten) werden auch auf den Umweltbereich übertragen (WORCH, 1996). Die Kosten-Nutzen-Analyse hatte für die Bewertung wasserwirtschaftlicher Projekte in der Vergangenheit eine große Bedeutung (LAWA, 1979; PFLÜGNER, 1988) und geht in ihrer Anwendung auf den amerikanischen Staatssekretär Gallatin zurück, der 1808 den Vergleich von Kosten und Nutzen bei wasserbezogenen Projekten empfahl (HANLEY & SPASH, 1993). Die Stärke der Kosten-Nutzen-Analyse ist darin zu sehen, dass Entscheidungsträger den Umgang mit Geldwerten gewohnt sind und somit die Bewertungsergebnisse vergleichsweise gut interpretiert werden können. Sie hat allerdings den Nachteil, dass monetär nicht bewertbare Größen nicht berücksichtigt werden können. Solche Projektwirkungen (z.B. Artenvielfalt, Grundwasserstand, Wasserqualitätsparameter usw.) werden meistens nur verbal beschrieben

oder müssen über aufwändige Befragungen monetarisiert werden (TREUNER, 1994). Im speziellen Fall des Umweltschutzes führt die Kosten-Nutzen-Analyse daher meist zu einer Scheinrationalität bei der Entscheidungsfindung, da die großen Unsicherheiten bei der quantitativen Risikoabschätzung und Wertungsprobleme bei Gütern ohne Marktpreis keine eindeutigen rational begründeten Ergebnisse zulassen (MURSWIEK, 2002).

4-Konten-Modell

Das 4-Konten-Modell stellt eine ökonomische Methodik zur Bilanzierung von Umwelt- und Ressourcenkosten dar. Methodisch gesehen ist es eine Weiterentwicklung der Kosten-Nutzen-Analyse (QUADFLIEG, 2002). Projekte im wasserwirtschaftlichen Bereich verfolgen im allgemeinen ein gesellschaftspolitisches Ziel, nämlich die Verbesserung der Lebensqualität (WORCH, 1996). Zur Beurteilung werden alle Wirkungen eines Vorhabens nach den vier Konten „Gesamtwirtschaftliche Effizienz“, „Umweltqualität“, „Regionalentwicklung“ und „Soziales Wohlbefinden“ ermittelt, beschrieben und bewertet (LAWA, 1981). Innerhalb eines jeden Kontos werden die Wirkungen bilanziert, wobei dies nicht notwendigerweise in Geldeinheiten geschehen muss. Eine eindeutige Rangfolge der untersuchten Projektalternativen lässt sich aus dem 4-Konten-Modell nicht ableiten, da die vier Konten nicht zu einer Gesamtbewertung zusammengeführt werden können.

Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse ist ein multikriterielles, nicht-monetäres Bewertungsverfahren, welches in der Lage ist, verschiedene Kriterien mit unterschiedlichen Dimensionen vergleichbar zu machen. Multikriterielle Bewertungsverfahren erlangen dann Bedeutung, wenn der Entscheidungsträger bei seiner Entscheidung verschiedene Ziele zu berücksichtigen hat, die nicht oder nur mit unverhältnismäßig großem Aufwand monetarisiert werden können bzw. eine Monetarisierung nicht zielführend ist. Bei der Nutzwertanalyse werden alle Wirkungen in einem dimensionslosen Ordnungsindex, dem sog. Nutzwert, zusammengefasst. Wegen ihres strengen Formalismus und der einfachen Nachvollziehbarkeit fand die Nutzwertanalyse der 1. Generation (NWA I; ZANGEMEISTER, 1973) in der wasserwirtschaftlichen Projektbewertung bereits häufig Anwendung (z.B. PFLÜGNER, 1991; TGU, 2002). Der Vergleich verschiedener Alternativen liefert eine eindeutige Rangfolge der Präferenz, die über den dimensionslosen Gesamtnutzwert ausgedrückt wird. Häufig sind auch Bewertungssysteme zu finden, die an den Formalismus der Nutzwertanalyse angelehnt sind. Diese werden als „nutzwertanalytische Ansätze“ bezeichnet (PFLÜGNER, 1989). Eine Weiterentwicklung zur Nutzwertanalyse der 2. Generation (NWA II) wurde von BECHMANN (1978) vorgelegt. Diese konnte sich in der Praxis der wasserwirtschaftlichen Projektbewertung aufgrund ihrer anspruchsvollen Methodik jedoch nicht durchsetzen. Häufiger findet die NWA II in Umweltverträglichkeitsprüfungen Anwendung (WEILAND, 1994).

Compromise Programming / Composite Programming

Compromise Programming und Composite Programming stellen Fortentwicklungen der Nutzwertanalyse dar (ZELENY, 1973; BÁRDOSSY et al., 1985). Sie greifen einen Hauptkritikpunkt an der Nutzwertanalyse – die volle Kompensation von Teilnutzwerten – auf und begegnen diesem durch die Einführung eines Verstärkungsfaktors, der die Kompensierbarkeit

von Teilnutzen einschränkt. Während beim Compromise Programming ein Kompensationsfaktor auf alle Teilelemente des Zielsystems angewandt wird, ist es beim Composite Programming möglich, unterschiedliche Kompensationsfaktoren für einzelne funktionelle Gruppen des Zielsystems zu definieren. Diese Bewertungsverfahren finden insbesondere dort Anwendung, wo ein starker Konflikt zwischen einzelnen Teilzielen existiert und ausgewogene Zielerfüllungen und Teilnutzwerte erwünscht sind. Wie die Nutzwertanalyse liefern auch Compromise und Composite Programming eine eindeutige Präferenz-Reihenfolge, aus der sich die beste Alternative ableiten lässt, filtern aber bei mehreren ähnlich guten Varianten die tatsächlich beste Variante zuverlässiger heraus als die Nutzwertanalyse (PFLÜGNER, 1991). Mit dem Kompensationsfaktor kommt neben den Gewichtungsfaktoren jedoch eine weitere subjektive Größe in den Berechnungsalgorithmus, so dass weitergehende Sensitivitätsuntersuchungen der Bewertungsergebnisse notwendig werden.

Kostenwirksamkeitsanalyse (Kosten-Nutzwert-Analyse)

Bei der Kostenwirksamkeitsanalyse werden die monetär und die nicht monetär bewertbaren Projektwirkungen zusammengeführt. Wie bei der Nutzwertanalyse werden die nicht-monetären Wirkungen in einem Ordnungsindex zusammengefasst, der anschließend den monetär bewertbaren Kosten gegenübergestellt wird (LAWA, 1993). Während die nicht monetär bewertbaren Maßnahmenwirkungen mittels der Nutzwertanalyse bewertet werden, werden die monetär bewertbaren Wirkungen mit Hilfe der Kostenvergleichsrechnung oder der Kosten-Nutzen-Analyse bewertet. Als Ergebnis wird der Quotient aus Punktwerten zu Geldwerten gebildet und/oder beide Teilergebnisse in Diagrammform dargestellt (RINZA & SCHMITZ, 1977). Vorteilhaft an der Kostenwirksamkeitsanalyse stellt sich dar, dass die Stärken der beiden zugrunde liegenden Bewertungsverfahren genützt werden, um zu einer umfassenden Bewertung der Alternativen zu gelangen. Jedoch bleiben auch deren methodischen Schwächen und Anforderungen erhalten und die Projektbewertung kann dadurch sehr aufwändig werden. Problematisch ist außerdem, wie die monetären und nicht-monetären Bewertungen zueinander ins Verhältnis gesetzt werden. Der Nutzwert-Kosten-Quotient sagt nichts über die absolute Höhe von Nutzwert und Kosten aus. Alternativen mit gleichem Nutzwert-Kosten-Quotienten können also durchaus unterschiedliche Nutzwerte und Kosten aufweisen.

Outranking-Verfahren

In den Outranking-Verfahren (paarweiser Vergleich von Alternativen) sind die sog. Präferenzrelationen von zentraler Bedeutung (STEINBERG et al., 2002). Diese beschrieben, wie sehr eine Alternative im Vergleich zu einer anderen in Bezug auf ein bestimmtes Kriterium bevorzugt wird. Durch geeignete Aggregationsverfahren werden die kriterienbezogenen Präferenzen zu einer globalen Präferenz zusammengefasst. Der paarweise Vergleich von Alternativen kann angewendet werden, wenn bereits eine überschaubare Anzahl von Projektalternativen vorliegt. Dabei wird keine eindeutige Rangfolge, sondern lediglich die Dominanz einer Alternative über eine andere ermittelt. Bekannte Vertreter dieser Art der Bewertung sind das ELECTRE-, das NAIADE- und das PROMETHEE-Verfahren. Mit Hilfe von Konkordanz- und Diskordanzmatrizen nähert man sich schrittweise der überlegenen Alternative, indem Schwellenwerte nach und nach gelockert werden. Diese in der Literatur auch als Prävalenzverfahren bezeichneten Bewertungsverfahren stellen an den Entscheidungsträger sehr

hohe Anforderungen bezüglich der Präferenzartikulation (SCHUH, 2001). Einen weiteren Nachteil stellen die fachlich schwierig zu begründenden Schwellenwerte dar, die für den Laien nicht nachvollziehbar sind.

Ökologische Risikoanalyse

Der Zweck der ökologischen Risikoanalyse ist die Beurteilung von ökologischen Nutzungsverträglichkeiten (BACHFISCHER, 1978) und daraus folgend die Ableitung von Konfliktbereichen aus dem Zusammenhang zwischen natürlichen Ressourcen und den Raumnutzungen (AULIG, 1978). Sie gliedert sich in die drei Teilschritte „Empfindlichkeit gegenüber Beeinträchtigungen“, „Intensität potenzieller Beeinträchtigungen“ und „Risiko der ökologischen Beeinträchtigungen“ aus der Gegenüberstellung von Beeinträchtigungsempfindlichkeit und -intensität. Die ökologische Risikoanalyse stellt kein multikriterielles Bewertungsverfahren im eigentlichen Sinn dar. Das Verfahren, welches vor allem in Umweltverträglichkeitsprüfungen angewandt wird, wurde für die Abschätzung von ökologischen Beeinträchtigungen konzipiert. Nicht-ökologische Wirkungen aber auch ökologische Verbesserungen sind ohne eine Modifizierung der Begrifflichkeiten nicht integrierbar (TGU, 2002). Während die ökologische Risikoanalyse bei Untersuchungen von Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes wie z.B. beim Straßenbau oder der Ermittlung von Nutzungsprioritäten zur Ausweisung von Vorranggebieten Vorteile aufweist, ist sie durch den gering ausgeprägten Formalismus nur bedingt für eine Bewertung mit weitergehenden Maßnahmenwirkungen geeignet.

Lineare Optimierung einer Gütefunktion mit Restriktionen

Die lineare Optimierung war in der Wasserwirtschaft lange Zeit die Optimierungsmethode der Wahl, wenn Grundwasserentnahmen unter Berücksichtigung von Restriktionen (i.a. Grenzflurabstände) optimiert werden sollten (LINDNER, 1983; NILLERT et al., 2003). Sie ist kein Bewertungsverfahren im eigentlichen Sinn, da die Förderraten direkt optimiert werden. Bei diesem Verfahren wird eine in Abhängigkeit von der Steuergröße Förderrate zu definierende Gütefunktion minimiert oder maximiert (z.B. Q_{ges} = max), wobei Nebenbedingungen bezüglich der Steuergröße berücksichtigt werden können. Die Gütefunktion muss dabei die Beeinträchtigungen an bestimmten, festgelegten Restriktionspunkten in Abhängigkeit von der Förderrate beschreiben können, wobei dieser Zusammenhang linear sein muss. Der Vorteil der linearen Optimierung ist in ihrer geringen Rechenzeit und der stets exakten Berechnung der Entnahmeraten zu sehen. Sie stößt jedoch an ihre Grenzen, wenn neben dem Flurabstand weitere Parameter zu optimieren sind. Die Gütefunktion – sofern sie überhaupt existiert – kann nur für relativ einfache Problemstellungen adäquat formuliert werden. Zudem muss durch die Festlegung von Restriktionspunkten eine Vorauswahl bezüglich der berücksichtigten Punkte im Raum getroffen werden, für die die Entnahme optimiert wird. Pro Restriktionspunkt kann nur ein Restriktionswert definiert werden, dessen Über- oder Unterschreitung die Verletzung der Restriktion kennzeichnet. Wie weiter unten noch zu sehen sein wird, stellt diese scharfe Trennung eine zu starke Vereinfachung der natürlichen Verhältnisse dar, da es ebenfalls Flurabstandsbereiche gibt, die zwar nicht mehr als optimal angesehen werden können, für die Pflanzen aber dennoch tolerabel sind.

Auf die Vielzahl der weiteren existierenden Bewertungsverfahren wie beispielsweise Dominanzverfahren, Rangaggregation, Portfolios oder neuronale Netze kann an dieser Stelle nicht eingegangen werden. Sie spielen in der wasserwirtschaftlichen Projektbewertung keine oder nur eine untergeordnete Rolle. Sie werden umfassend in SCHUH (2001) beschrieben und diskutiert. In den vergangen Jahren ist zudem eine Vielzahl weiterer multikriterieller Bewertungsverfahren entstanden. YURDUSEV (2002) erläutert ausführlich die Entwicklung der multikriteriellen Bewertungsverfahren in ihrem zeitlichen Zusammenhang und ihren bisherigen Einsatz bei wasserbezogenen Fragestellungen.

Die Entscheidung, welches Bewertungsverfahren zum Einsatz kommt, kann letztendlich nur anhand der konkreten Fragestellung getroffen werden, die es zu beantworten gilt. Jedes der genannten Bewertungsverfahren besitzt Vor- und Nachteile, Stärken und Schwächen. Es existiert kein Bewertungsverfahren, das in allen denkbaren Entscheidungssituationen uneingeschränkt anwendbar ist. Ein wichtiger Schritt bei der Bewertung ist daher die Auswahl des am besten an die konkrete Fragestellung angepassten bzw. anpassbaren Bewertungsverfahrens (YURDUSEV, 2002). Die Auswahl des zum Zuge kommenden Bewertungsverfahrens stellt damit bereits ein Meta-Entscheidungsproblem dar (SCHUH, 2001).

3.2 Auswahl eines Bewertungsverfahrens für die Zwecke der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung

Auf der Basis eines geeigneten Bewertungsverfahrens soll nun ein Bewertungssystem entwickelt werden, welches die Auswirkungen von Grundwasserentnahmestrategien auf Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz miteinander vergleichbar macht. Die Auswirkungen auf die einzelnen Nutzer müssen dabei gebündelt und einer Gesamtbewertung zugeführt werden, so dass eine eindeutige Aussage über die Überlegenheit einer Alternative gegenüber einer anderen ermöglicht wird. Für das Bewertungsverfahren werden daher die folgenden fünf **Grundanforderungen** formuliert:

1. Vollständigkeit: Die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf die Wasserversorgung, die Landwirtschaft und den Naturschutz müssen im Bewertungsverfahren vollständig berücksichtigt werden können. In diesem Zusammenhang ist es auch von Bedeutung, ob im Bewertungsverfahren ggf. auch Bewertungskriterien integriert werden können, die sich nicht quantifizieren lassen und daher nur qualitative Aussagen über die Auswirkungen möglich sind.

2. Eindeutigkeit des Ergebnisses: Am Ende des Bewertungsprozesses soll eine Aussage über den „Wert“ einer Alternative stehen. Dies ist notwendig, um verschiedene Alternativen direkt miteinander vergleichen und in eine Rangfolge bzgl. ihrer Präferenz bringen zu können. Das Bewertungsergebnis soll eine Aussage darüber erlauben, wie nahe man dem Optimum (d.h. der nachhaltigen Lösung) ist.

3. Anwendbarkeit zu Optimierungszwecken: Neu hinzukommende Alternativen dürfen keinen Einfluss auf die Bewertungen der bereits bewerteten Alternativen oder das Bewertungssystem selbst haben. Die Bewertung von Alternativen soll dabei unabhängig von der Gesamtförderrate sein, um auch die Auswirkungen unterschiedlicher Gesamtentnahmen direkt miteinander vergleichen zu können. Das Bewertungsergebnis muss stabil sein, d.h. geringfügige Abweichungen von den Förderraten dürfen nicht zu einem vollkommen anderen Bewertungsergebnis führen, so dass aus den Ergebnissen weitere Alternativen entwickelt werden können.

4. Einfachheit und Effizienz: Die Anwendung des Bewertungsverfahrens soll einfach, praktikabel und wirtschaftlich sein. Das Verfahren und die zugrunde liegende Methodik sollen sich dem Bearbeiter leicht erschließen. Die Bewertungen sollen mit geringem Zeitaufwand effizient durchgeführt werden können, so dass möglichst viele Alternativen untersucht werden können.

5. Transparenz: Der Bewertungsvorgang soll transparent sein und auch vom Nicht-Fachmann nachvollzogen werden können. Das Bewertungsergebnis soll von jedem gleich verstanden werden. Teilergebnisse der Bewertung (z.B. für die einzelnen Nutzer) sollen nach Möglichkeit erhalten bleiben, um die Akzeptanz des Bewertungsergebnisses zu steigern. Der Grad der Subjektivität im Bewertungsverfahren soll möglichst gering gehalten werden.

Nicht alle der in Kap. 3.1 vorgestellten Bewertungsverfahren erfüllen diese Anforderungen. Sie sind daher für den Einsatz als Bewertungsverfahren für die Zwecke der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung ungeeignet.
Punkt 1 stellt eine grundlegende Anforderung für eine rational begründbare Entscheidungsfindung dar. Wenn auch nur ein einziges relevantes Bewertungskriterium im Verfahren nicht berücksichtigt werden kann, so ist die getroffene Entscheidung angreifbar. Insbesondere die monokriteriellen Verfahren, deren Bewertungen auf einem einzigen Bewertungskriterium basieren, weisen hier Defizite auf (Kostenvergleichsrechnung, Kosten-Nutzen-Analyse, lineare Optimierung einer Gütefunktion mit Restriktionen). Die Transformation von Bewertungskriterien in Geldeinheiten, wie dies bei der Kosten-Nutzen-Analyse bewerkstelligt wird, kann diesen Schwachpunkt nicht beseitigen, denn durch die Monetarisierung kommen neue Probleme und Unsicherheiten hinzu (s.o.).
Die in Punkt 2 dargelegte Anforderung bezieht sich auf die Eindeutigkeit des Bewertungsergebnisses. Der Anwender soll aus den Bewertungen unmittelbar ableiten können, welche der untersuchten Alternativen die beste ist. Dies ist nur möglich, wenn die Alternativen anhand jeweils eines „Wertes“ in eine Rangfolge gebracht werden können. Damit scheiden all jene Bewertungsverfahren aus, die kein eindeutiges Bewertungsergebnis zur Verfügung stellen (4-Konten-Modell, ökologische Risikoanalyse, Kostenwirksamkeitsanalyse).
In Punkt 3 sind die Anforderungen für den Einsatz als Optimierungswerkzeug zusammengefasst. Es ist davon auszugehen, dass die optimale Gesamtentnahme und die optimale Entnahmeverteilung nicht auf Anhieb gefunden werden. Darum müssen aus bestehenden Bewertungsergebnissen weitere Alternativen entwickelt werden können, die dann ebenfalls der Be-

wertung zugeführt werden. Dazu muss das Bewertungsverfahren unabhängig von der Anzahl der Bewertungen sein und gleichzeitig reproduzierbare Ergebnisse liefern. Diese Anforderung schließt die Outranking-Verfahren aus, da hier die Dominanz einer Alternative über eine andere ermittelt wird, indem die Schwellenwerte nach und nach gelockert werden. Kommt eine neue Alternative hinzu, müssen alle Alternativen erneut bewertet werden.
Um die Bereitschaft zur Anwendung des Systems zu erhöhen und um überdies Fehlerquellen zu minimieren, wird Punkt 4 der Grundanforderungen formuliert. Einige Bewertungsverfahren stellen sehr hohe Ansprüche an die Vorkenntnisse des Bearbeiters und den theoretischen Unterbau (Outranking-Verfahren, NWA II). Andere sind aufgrund ihres erheblichen Zeitaufwands für einen effizienten Einsatz ungeeignet (Kosten-Nutzen-Analyse, Kostenwirksamkeitsanalyse).
Punkt 5 zielt auf die Akzeptanz der Entscheidung bei den Beteiligten ab. Je transparenter der Bewertungsvorgang dargestellt werden kann und je weniger subjektive Einflüsse in das Bewertungsverfahren eingehen, umso besser kann die Entscheidungsfindung auch vom Laien nachvollzogen werden. Wenig transparente Bewertungsverfahren sind all jene, die keinem festgelegten Formalismus folgen oder bestimmte Bewertungsschritte verbal-argumentativ vollziehen (Outranking-Verfahren, ökologische Risikoanalyse, 4-Konten-Modell).

Es verbleiben somit die NWA I und Compromise/Composite Programming als Bewertungsverfahren, die die oben beschriebenen Grundanforderungen weitestgehend erfüllen. Diese Auswahl deckt sich mit den Einschätzungen von TECLE (1992) und SCHUH (2001). TECLE (1992) untersuchte die Eignung von 15 multikriteriellen Bewertungsverfahren für das Ressourcenmanagement in Wassereinzugsgebieten. Er kommt zu dem Ergebnis, dass Compromise Programming und Composite Programming die geeignetsten Bewertungsverfahren zur Bewältigung der in Wassereinzugsgebieten auftretenden Fragestellung darstellen (die Nutzwertanalyse wurde nicht untersucht). Dieser Auffassung schließt sich YURDUSEV (2002) an. Er verwendet Composite Programming, um eine Methodik zu entwickeln, welche die Umweltauswirkungen in der wasserwirtschaftlichen Planung berücksichtigt. SCHUH (2001) überprüft in seiner Arbeit eine große Zahl an mono- und multikriteriellen Bewertungsverfahren im Hinblick auf ihre Eignung zur Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung. Er kommt zu dem Ergebnis, dass die Nutzwertanalyse der 1. Generation das beste Bewertungsverfahren zur Vorbereitung von nachhaltigen Entscheidungen darstellt (Compromise / Composite Programming wurden in dieser Arbeit nicht untersucht).
Die Präferenz des Einsatzes von multikriteriellen Bewertungsverfahren vor monokriteriellen Verfahren in der wasserwirtschaftlichen Planung wird von vielen Autoren unterstrichen (z.B. SIMONOVIC, 2001; ACREMAN, 2001). Ein Hauptgrund hierfür liegt in der Komplexität der Auswirkungen wasserwirtschaftlicher Maßnahmen auf die unterschiedlichsten Wirkungsbereiche, die nur in einem multikriteriellen Bewertungsverfahren adäquat berücksichtigt werden können.

Compromise Programming ist methodisch gesehen eine Weiterentwicklung der Nutzwertanalyse, Composite Programming eine Erweitung von Compromise Programming (BÁRDOSSY et al., 1985). Folglich kann der Formalismus von Composite Programming bei Bedarf so angepasst werden, dass er dem von Compromise Programming oder der Nutzwert-

analyse entspricht. Vereinfacht gesagt, könnte man die NWA I und Compromise Programming als Spezialfälle von Composite Programming bezeichnen.

Aus diesem Grund wird **Composite Programming (CP)** als Bewertungsverfahren zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung ausgewählt und stellt damit die Grundlage für die weiteren Untersuchungen dar. Mit Composite Programming steht ein Bewertungsverfahren zur Verfügung, das im Hinblick auf die vorliegende Fragestellung wesentliche Vorteile gegenüber anderen Bewertungsverfahren aufweist:

1. Vollständigkeit: Alle entscheidungsrelevanten Bewertungskriterien (seien sie numerischer oder nicht-numerischer Art) können im System berücksichtigt werden.
2. Eindeutigkeit: Der Bewertungsprozess liefert einen einzigen Wert, der eine Alternative vollständig bewertet und mit anderen Alternativen direkt vergleichbar macht.
3. Kein Einfluss neuer Alternativen: Die Bewertung weiterer Alternativen hat keinen Einfluss auf das Bewertungssystem selbst oder die Bewertungen bereits untersuchter Alternativen. Wiederholte Bewertungen derselben Alternative liefern stets dasselbe Ergebnis.
4. Einfachheit: Die Berechnungsvorschrift und das zugrundeliegende Zielsystem sind relativ einfach und können in einem gängigen Tabellenkalkulationsprogramm verarbeitet werden. Die Anforderungen an den Entscheidungsträger und den Bearbeiter (Vorwissen, Präferenzartikulation) sind als gering bis mittel zu bezeichnen.
5. Transparenz: das Problem wird in einzelne Teilschritte zerlegt, die auch vom Nicht-Fachmann nachvollzogen werden können. Teilergebnisse bleiben erhalten.

Aufgrund der methodischen Verwandtschaft wird im folgenden zunächst auf die Methodik der Nutzwertanalyse eingegangen und anschließend darauf aufbauend der Composite Programming-Ansatz erläutert.

3.2.1 Methodik der Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse in ihrer klassischen Form (NWA I) entstammt den Ingenieurswissenschaften und wurde Anfang der 70er Jahre von Zangemeister in Deutschland verbreitet (SCHOLLES, 2000). Die ursprünglich in den USA entwickelte Nutzwertanalyse sollte die Probleme lösen, die sich in der Kosten-Nutzen-Analyse durch deren rein monetäre Ausrichtung ergaben. Zangemeister definiert die Nutzwertanalyse folgendermaßen (zitiert in: RICKERT et al., 1993): „Nutzwertanalyse ist die Analyse einer Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck, die Elemente dieser Menge entsprechend den Präferenzen des Entscheidungsträgers bezüglich eines multidimensionalen Zielsystems zu ordnen. Die Abbildung dieser Ordnung erfolgt durch die Angabe der Nutzwerte (Gesamtwerte) der Alternativen.“

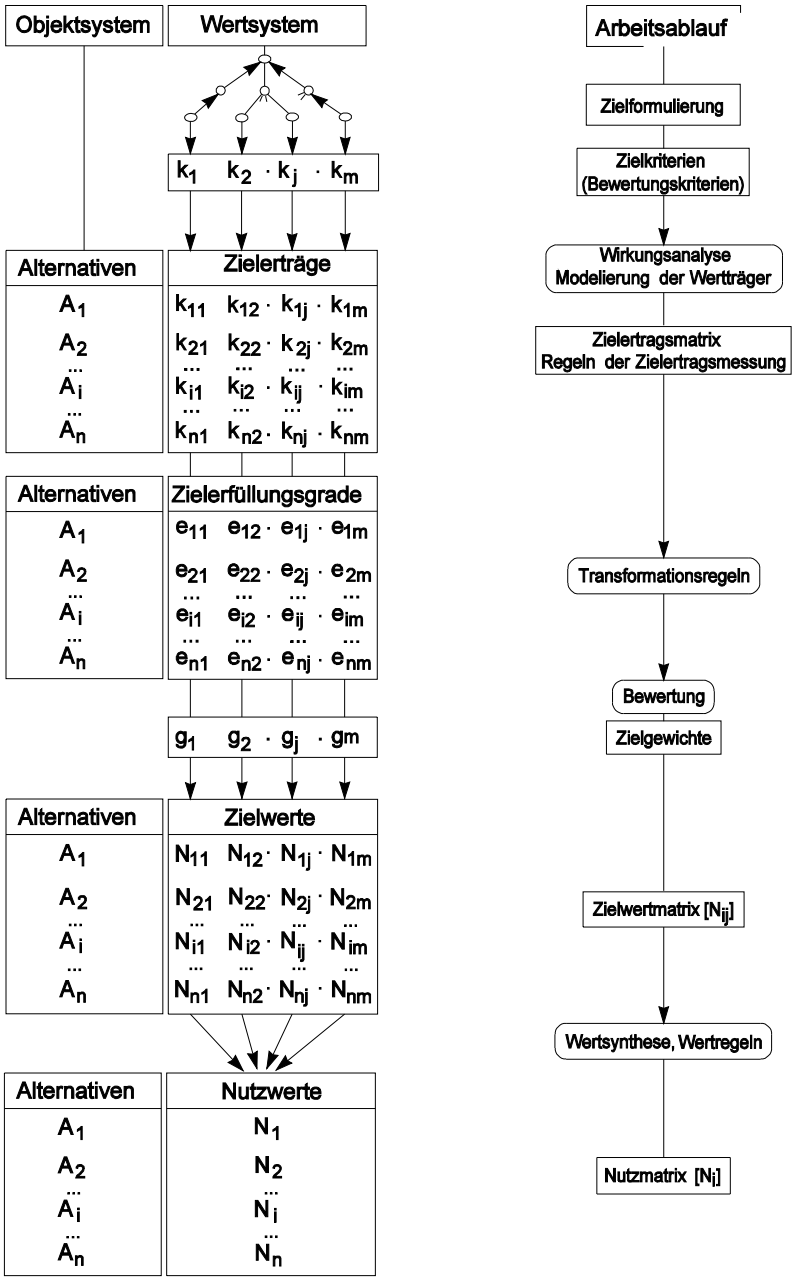


Abb. 3.1: Strukturmuster und Arbeitsablauf der Nutzwertanalyse (nach MANIAK, 2001)

3.2.1.1 Zielsystem

Aus der Definition von ZANGEMEISTER folgt, dass zunächst ein problemadäquates Zielsystem zu erstellen ist, welches die Bewertungskriterien in geeigneter Form logisch aggregiert. Das Zielsystem wird dabei so strukturiert, dass die aggregierten Nutzwerte innerhalb einer zusammengehörenden (funktionellen) Gruppe auf einer beliebigen Zielebene jeweils die Bewertung für das Kriterium in der nächsthöheren Ebene ergeben. Es bietet sich daher an, das Zielsystem hierarchisch zu strukturieren. ZANGEMEISTER (1973) erkannte bereits die enorme Bedeutung eines modell- und situationsgerechten Zielsystems als Grundlage für die Ermittlung vernünftiger Nutzwertanalyseergebnisse. Mit der Auffächerung von Zielen, die auf den oberen Ebenen meist allgemeine und nicht quantifizierbare Leitsätze darstellen, ist auf den tieferen Ebenen eine zunehmende Messbarkeit der Zielerträge verbunden. Der Detaillierungsgrad des Zielsystems muss dabei jedoch in Relation zu den für die Entscheidungsfin-

dung verfügbaren Datengrundlagen gesehen werden. Ein zu starker Detaillierungsgrad ist insbesondere dann abzulehnen, wenn an anderer Stelle wesentliche entscheidungsrelevante Tatbestände übersehen werden: „Ein grobes, dafür aber vollständiges Zielsystem ist als Bewertungsgrundlage einem detailliert, aber unvollständig formulierten Zielsystem im Hinblick auf die Gefahr einer möglichen Fehlentscheidung in jedem Fall vorzuziehen.“ (ZANGEMEISTER, 1973)

Bei der Aufstellung des Zielsystems sind zwei wichtige Bedingungen zu berücksichtigen (RICKERT et al., 1993):

1. Zwischen den Bewertungskriterien dürfen keine Nutzenabhängigkeiten bestehen und
2. Die Anzahl der verwendeten Bewertungskriterien soll so gering wie möglich gehalten werden (≤ 10; TGU, 2002), es gilt die KISS-Forderung: keep it small and simple (SCHOLLES, 2000).

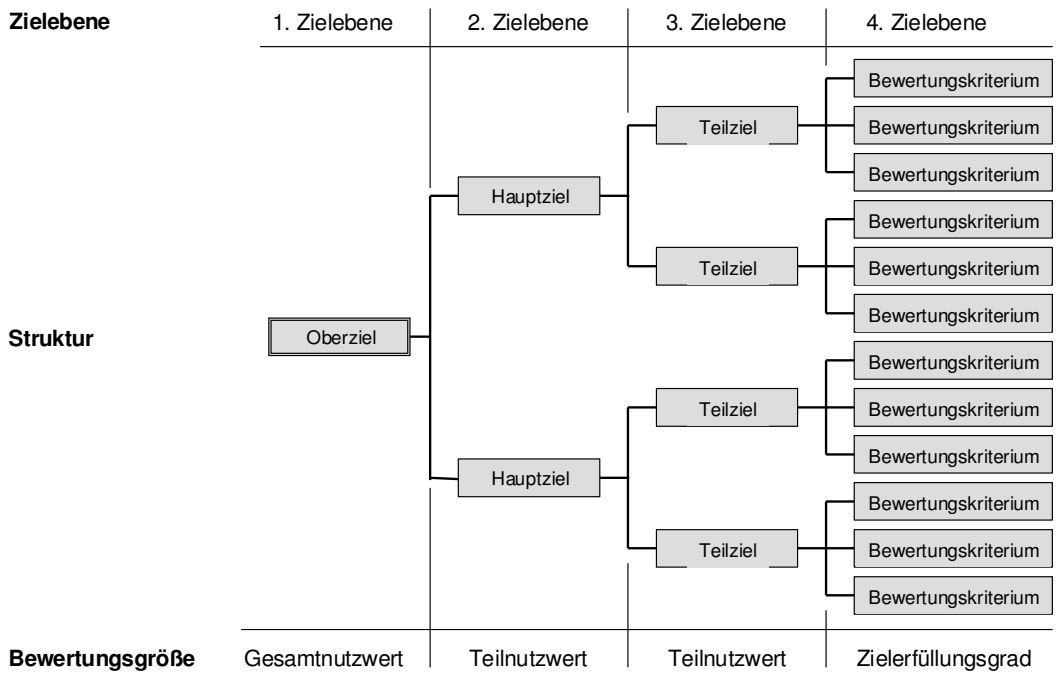


Abb. 3.2: Hierarchisches Zielsystem (Baumstruktur) von Ober-, Haupt-, Teilzielen und Bewertungskriterien (nach RICKERT et al., 1993; verändert)

Das Zielsystem beschreibt – der Grundlogik der analytischen Projektbewertung folgend – Zweck-Mittel-Beziehungen (PFLÜGNER, 1991). Dazu müssen die einzelnen Bewertungskriterien so formuliert sein, dass erkennbar ist, welche Zustände verbessert werden sollen. Sie müssen den darüber stehenden Teilzielen derart zugeordnet werden, dass man die Verbindung zwischen Bewertungskriterium und Teilziel nachvollziehbar erkennt.

Die NWA I verlangt zusätzlich, dass die Bewertungskriterien voneinander nutzenunabhängig sind. Ein Kriterium ist nutzenunabhängig, wenn zu seiner Erreichung die Erfüllung eines der anderen Zielkriterien nicht erforderlich ist, also der Zielertrag k_{ij} (vgl. Abb. 3.1) für sich allein und nicht erst in Verbindung mit anderen Zielerträgen einen Beitrag zum Gesamtnutzwert der

Alternative liefert (ZANGEMEISTER, 1973). Auf die mit der Nutzenunabhängigkeit zusammenhängende Problematik wird ausführlich in PFLÜGNER (1989) eingegangen.

3.2.1.2 Zielfunktionen

Die Transformation von Zielerträgen in Zielerfüllungsgrade geschieht durch die Zielfunktionen. Dabei werden die dimensionsbehafteten Zielerträge der Bewertungskriterien in dimensionslose Werte transformiert. Im Regelfall wird der Zielerfüllungsgrad kardinal skaliert und umfasst einen Wertebereich von 0 (Ziel nicht erfüllt) bis 1 (Ziel voll erfüllt) (RICKERT et al., 1993). Der Zielerfüllungsgrad drückt aus „in welchem Umfang ein gegebener Zielertrag dem durch das Wertsystem gesetzten Bewertungsmaßstab entspricht und wie weit ein bestimmtes Ziel aus Sicht des Bewerters erreicht ist“ (MANIAK 2001). Um die jeweiligen Zielfunktionen festlegen zu können, müssen die Spannweiten der verschiedenen Zielerträge bekannt sein.

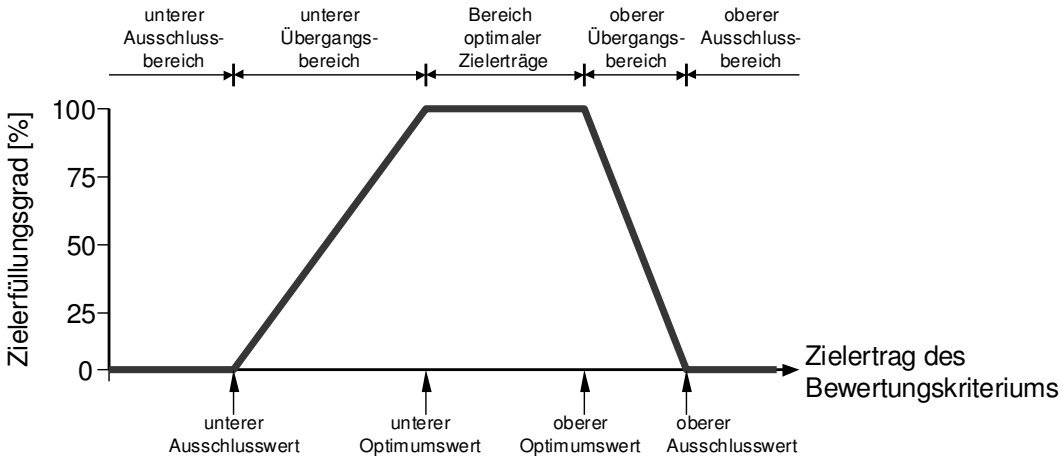


Abb. 3.3: Beispiel einer Zielfunktion

Die Festlegung von Zielfunktionen ist mitunter komplex. Realen Werten werden durch die Zielfunktionen Wertaussagen zugeordnet. Werteeinschätzungen sind jedoch i.d.R. subjektiv und unterscheiden sich von Betrachter zu Betrachter. Die Objektivität des Bewertungssystems kann daher nur gewahrt werden, wenn die Wertezuordnungen nachvollziehbar zu begründen sind.

Zielfunktionen können prinzipiell folgende Verläufe des Zielerfüllungsgrads aufweisen (MANIAK, 2001):

1. Wertkonstanz
2. exponentielle oder geradlinige Wertzunahme bzw. -abnahme
3. Zu- oder Abnahme bis zur Wertsättigung und anschließende Ab- oder Zunahme

Es sind auch andere monoton wachsende oder fallende Verläufe der Zielfunktion denkbar, jedoch fehlt meist das Wissen um den funktionellen Zusammenhang zwischen Zielertrag und Zielerfüllungsgrad in den Übergangsbereichen zwischen der oberen und unteren Wertsättigung. In den meisten Fällen wird daher ein linearer Verlauf der Funktion bis zur Wertsättigung unterstellt. Diese Vereinfachung ist zweckmäßig, da eine detaillierte Untersuchung zum

Verlauf der Zielfunktion im Übergangsbereich üblicherweise in keinem Verhältnis zur Verbesserung der Aussagekraft des Gesamtsystems steht.

Die Zielerträge eines Bewertungskriteriums können auch eine räumliche Variabilität aufweisen (z.B. sich ändernder Grundwasserstand, wechselnde Bewuchshöhe, unterschiedliche Flächennutzung, etc.). Während ein bestimmter Flurabstand in einigen Teilbereichen beispielsweise die optimale Zielerfüllung darstellt, kann er in anderen Gebieten bereits im Ausschlussbereich liegen. Um dieser Variabilität Rechnung zu tragen, müssen Zielfunktionen für einzelne, homogene Teilgebiete spezifiziert werden. Die Größe der Teilgebiete ist dabei stark von den zugrunde liegenden Flächendaten, insbesondere dem Kartiermaßstab und der Flächendifferenzierung abhängig. Um die flächenhaft mit den nicht flächenhaft ausgeprägten Zielerträgen zu der Bewertung eines Teilziels zusammenfassen zu können, ist es notwendig, die flächigen Zielerträge innerhalb einer Einheit zusammenzufassen. Bei der Zusammenfassung gehen die flächigen Informationen verloren. Gerade diese können jedoch bei der Identifizierung von Problembereichen eine wichtige Rolle spielen. Daher sollten die flächigen Informationen in einem Geografischen Informationssystem zusätzlich zur Teilzielbewertung visualisiert werden.

3.2.1.3 Gewichtung

Zielkriterien können für die Bestimmung der Teilnutzwerte von unterschiedlicher Bedeutung sein. Sie müssen daher mit Gewichten versehen werden, welche der relativen Bedeutung des einzelnen Kriteriums innerhalb der funktionellen Gruppe entsprechen (ZANGEMEISTER, 1973). Die Festlegung der Gewichtungen – so einsichtig die Notwendigkeit ihres Einsatzes für die Ermittlung eines rationalen Analyseergebnisses auch ist – stellt ein zentrales Problem aller Bewertungsmethoden in Bezug auf die Objektivität der Bewertung dar. Gewichtungsfaktoren sind stets subjektiv und von der Erfahrung und den Vorkenntnissen des Bearbeiters abhängig. Dennoch bestimmen sie durch die Verrechnung mit dem Zielerfüllungsgrad in entscheidendem Maße die Größe des Nutzwertes gemäß (3.2) und stellen daher eine wichtige Einflussgröße auf das Bewertungsergebnis dar (HORSCH et al., 2001).
Die relativen Gewichte werden in der Praxis oft durch Befragungen von Betroffenen ermittelt. Dabei wird allerdings stillschweigend davon ausgegangen, dass die Befragten ein hinreichendes Verständnis für die Problematik aufweisen und das Themenfeld umfassend überblicken, was in der Realität aber meist nicht so ist. Wie weiter unten noch zu sehen sein wird, kann der Einfluss der Gewichtungsfaktoren auf das Gesamtergebnis durch eine geschickte Wahl des Zielsystems jedoch minimiert werden. Eine Hilfestellung bei der Festlegung von Zielgewichten können bei flächig ausgeprägten Bewertungskriterien rechtlich abgegrenzte Schutzgebiete geben (Natur-, Landschafts-, Wasserschutzgebiet). Weiterhin können die Bonitäten der Bodenschätzung Hinweise auf den „Wert“ von landwirtschaftlichen Flächen geben.

Von der formalen Seite her ist der Umgang mit den Gewichtungsfaktoren unproblematisch. Die Gewichtungsfaktoren werden innerhalb einer jeden funktionellen Gruppe normiert, so dass die Summe aller Gewichte innerhalb einer Gruppe stets gleich eins ist:

$$\sum_{j=1}^{n} g_j = 1 \qquad [-] \tag{3.1}$$

mit:
g = Gewichtungsfaktor [-]
j = Indikatoren
n = Gesamtzahl der berücksichtigten Indikatoren j

3.2.1.4 Aggregation

Die Aggregation erfolgt bei der Nutzwertanalyse schrittweise von der untersten bis zur obersten Zielebene entsprechend der Berechnungsvorschrift:

$$N_{i-1} = \sum_{j=1}^{n} g_{ij} \cdot e_{ij} \qquad [-] \tag{3.2}$$

mit:
N = Teil-/Gesamtnutzwert [-]
e = Zielerfüllungsgrad/Teilnutzwert [-]
g = Gewichtungsfaktor [-]
i = betrachtete Zielebene
j = Indikatoren
n = Gesamtzahl der berücksichtigten Indikatoren j

3.2.1.5 Ausschlusswerte (K.O.-Kriterien)

Bei der Anwendung der Nutzwertanalyse ist es üblich, Ausschlusswerte für die Bewertung von Alternativen zu definieren, d.h. Werte, ab denen eine Alternative nicht mehr akzeptabel ist. Die Festlegung solcher Ausschlusswerte dient dem Zweck, nur realistische bzw. realisierbare Alternativen miteinander zu vergleichen, alle anderen Alternativen werden aus der weiteren Bewertung ausgeschlossen. Im Rahmen des hier dargestellten Bewertungssystems müssen Ausschlusswerte für die Förderraten der Brunnen bzw. der Fassungsanlagen definiert werden. Damit wird der Rahmen vorgegeben, innerhalb dessen die Optimierung stattfinden kann. Ausschlusswerte für Entnahmeraten können sich aus technischen Grenzen (z.B. Mindestförderraten von Pumpen, Rohrdurchmesser, Aufbereitungskapazität), gesetzlichen Vorgaben (z.B. wasserrechtlich genehmigte Maximalentnahme) oder sonstigen Randbedingungen (z.B. Brunnenergiebigkeit, Frischhaltemengen) ergeben. K.O.-Kriterien lassen sich auch für einzelne Zielerträge festlegen. Hierbei sind insbesondere rechtlich verbindliche Vorgaben (z.B. Trinkwasserverordnung) zu beachten. Wenn ein gesetzlicher Grenzwert bei einer Alternative überschritten wird, so ist die Bewertung abzubrechen und die Alternative aus dem weiteren Prozess auszuschließen. Um dem Vorwurf der Willkür zu entgehen, sind die Ausschlusswerte stets plausibel und nachvollziehbar zu erläutern.

3.2.2 Methodik des Composite Programming

Einer der größten Nachteile der klassischen Nutzwertanalyse (NWA I) liegt darin, dass sehr schlechte Zielerfüllungsgrade bzw. Teilnutzwerte durch andere, sehr hohe vollständig kompensiert werden können (ZANGEMEISTER, 1973; BECHMANN, 1987; BÁRDOSSY,

2003). Das bedeutet beispielsweise, dass der Gesamtnutzwert aus den drei Teilnutzwerten 100%, 50% und 0% (bei jeweils gleicher Gewichtung) denselben Wert annimmt wie bei den Teilnutzwerten 50%, 50% und 50%, obwohl die zweite Variante „gerechter“ ist, da sie einen besseren Kompromiss zwischen den Teilzielen darstellt.

Aus diesem Grund wurden die sogenannten distanzbasierten Bewertungsmethoden entwickelt. Hierbei werden die Abstände einzelner Zielerträge zu einem Idealwert berechnet. Der Idealwert setzt sich aus den optimalen Zielerträgen zusammen und ist praktisch nicht erreichbar (MANIAK, 2001). Vertreter der distanzbasierten Verfahren sind Compromise Programming und Composite Programming (Composite Programmierung, CP), das 1985 von BÁRDOSSY er al. entwickelt wurde. Das Verfahren ähnelt der Nutzwertanalyse stark, so dass wesentliche Arbeitsschritte identisch sind. Die Ergebnisse werden beim CP Schritt für Schritt erarbeitet und schließlich zum Gesamtergebnis „zusammengesetzt“ (composite).

3.2.2.1 Kompensierbarkeit

Bei Composite Programming werden zunächst die Bewertungskriterien ausgewählt und die Zielerfüllungsgrade wie bei der Nutzwertanalyse berechnet. Die Bewertungskriterien werden dann nach inhaltlich zusammengehörigen funktionellen Gruppen zusammengefasst (z.B. Nitratkonzentration und Gesamthärte als funktionelle Gruppe Wassergüteparameter). Die Gewichtungen g_i werden innerhalb der funktionellen Gruppen auf die Kriterien verteilt, wobei innerhalb der Gruppe wiederum (3.1) gilt.
Innerhalb jeder funktionellen Gruppe muss nun eine Aussage über die Kompensierbarkeit der einzelnen Bewertungskriterien untereinander getroffen werden. Prinzipiell muss für alle Gruppen dieselbe Frage gestellt werden: Wie wichtig ist mir ein Kompromiss zwischen den Teilzielen einer funktionellen Gruppe? Der Parameter, der die Kompensierbarkeit steuert, wird als Kompensationsfaktor bezeichnet.

Abb. 3.4 gibt einen Überblick über die Auswirkungen des Kompensationsfaktors p innerhalb des CP. Wird $p = 1$ gesetzt, so entspricht die Berechnungsvorschrift der linearen Berechnung bei der Nutzwertanalyse. Nach PFLÜGNER (1991) bedeutet $p = 2$ eine teilweise Kompensierbarkeit, $p = 3$ bereits eine recht schwache Kompensierbarkeit. Kompensationsfaktoren $p > 6$ wirken sich auf das Bewertungsergebnis bereits fast wie ein Kompensationsfaktor $p \rightarrow \infty$ aus (Abb. 3.5), damit ist keine Kompensierbarkeit zwischen den Kriterien mehr gegeben.

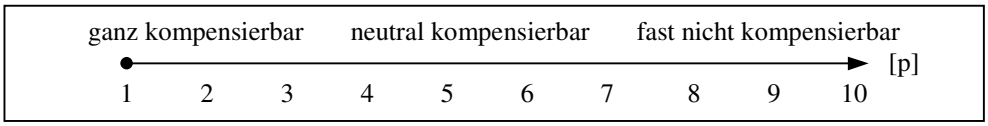


Abb. 3.4: Auswirkung des Kompensationsfaktors p auf die Kompensierbarkeit von Teilzielen (nach BÁRDOSSY, 2003; leicht verändert)

Die Berechnung des Indikatorwerts I einer funktionellen Gruppe (dieser entspricht in der Terminologie der Nutzwertanalyse dem Teil- bzw. Gesamtnutzwert) wird bestimmt zu:

$$I_{i-1} = 1 - \left[\sum_{j=1}^{n} g_{ij} \cdot (1 - e_{ij})^p \right]^{\frac{1}{p}} \qquad [-] \qquad (3.3)$$

mit:

I_{ij}	= Indikatorwert (entspricht Teil-/Gesamtnutzwert) [-]
e	= Zielerfüllungsgrad [-]
g	= Gewichtungsfaktor [-]
i	= betrachtete Zielebene
j	= Indikatoren
n	= Gesamtzahl der berücksichtigten Indikatoren j
p	= Kompensationsfaktor innerhalb der funktionellen Gruppe

Als nächstes werden nun die Gruppen als einzelne Zielkriterien behandelt (I → e) und die Berechnung entsprechend (3.3) auf den nächsthöheren Zielebenen solange wiederholt, bis schließlich nur noch eine einzige Gruppe übrig bleibt. Die Reihung der Alternativen erfolgt dann entsprechend der Wertung dieser letzten Gruppe.

Wie sich der Kompensationsfaktor auf das Gesamtergebnis auswirkt, wird in Kap. 4.4.1 ausführlich diskutiert. An dieser Stelle sei die grundlegende Wirkung des Faktors anhand von zwei Bewertungskriterien dargestellt: In Abb. 3.5 sind die möglichen Kombinationen dargestellt, die jeweils einen Indikatorwert von 0,5 besitzen. Man erkennt, dass bei p = 1 eine vollständige Kompensierbarkeit der beiden Kriterien vorherrscht, die möglichen Kombinationen befinden sich folglich auf einer Gerade. Mit größer werdendem Kompensationsfaktor krümmen sich die Linien zunehmend, so dass 0,5 unterschreitende Teilbewertungen des Kriteriums 1 nur durch immer höhere Bewertungen des Kriteriums 2 ausgeglichen werden können. Für den Fall p = 2 entsprechen sich beispielsweise die Bewertungen 0,5/0,5 und 0,3/0,9. Das Berechnungsverfahren toleriert in diesem Fall die Verschlechterung von -0,2 beim Kriterium 1 nur dann, wenn sich beim Kriterium 2 eine Verbesserung von +0,4 einstellt. Die beiden Alternativen sind im Sinne des Bewertungssystems dann gleichwertig.

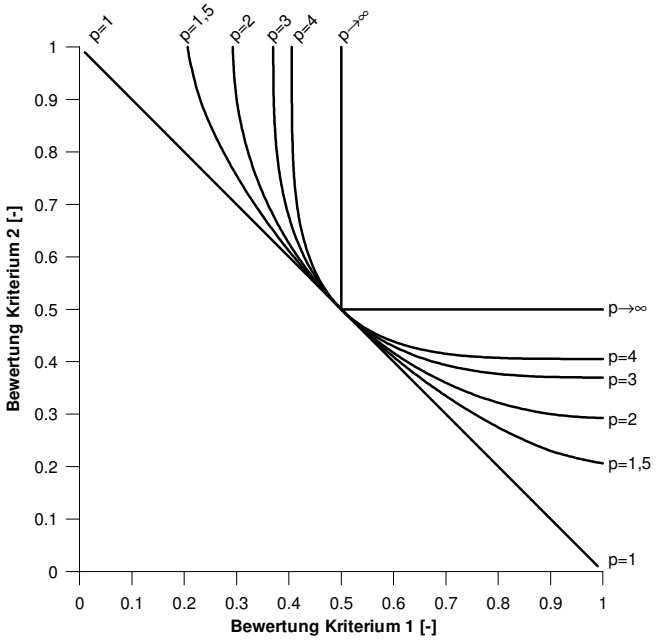


Abb. 3.5: Wirkungsweise des Kompensationsfaktors p bei einem konstanten Indikatorwert von 0,5

Das Bewertungsverfahren Composite Programming stellt die notwendigen methodischen und mathematischen Grundlagen für die Bewertung von Grundwasserbewirtschaftungsstrategien bereit. Es gilt nun, die vorliegende Fragestellung so in die Methodik einzubetten, dass alle relevanten Bewertungskriterien der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes in der Bewertung berücksichtigt werden und schließlich verschiedene Bewirtschaftungsalternativen unabhängig von der Gesamtentnahme miteinander verglichen werden können.

Im folgenden werden die weitaus gebräuchlicheren Begriffe aus der Nutzwertanalyse auch für Composite Programming verwendet. Die Unterscheidung des Indikatorwerts I in Teilnutzwert und Gesamtnutzwert erleichtert das Verständnis in den nachfolgenden Kapiteln.

3.3 Integration der Ansprüche an die Grundwasserbewirtschaftung in das Bewertungssystem

3.3.1 Bewertungskriterien und Zielfunktionen der Wasserversorgung

Das in Kap. 2.3 formulierte Leitbild einer optimalen Grundwasserbewirtschaftung aus Sicht der Wasserversorgung umfasst quantitative, qualitative und betriebswirtschaftliche Aspekte der Grundwasserentnahme. Wie oben bereits erläutert wurde, lässt sich die Gesamtentnahme jedoch derzeit nicht als Bewertungskriterium in das Bewertungssystem integrieren, da ganzheitliche Betrachtungen der Gesamteinzugsgebiete bislang fehlen. Dies bedeutet in der Konsequenz, dass sich für die Gesamtförderrate aus einem einzelnen Wassergewinnungsgebiet keine nachvollziehbaren Zielfunktionen ableiten lassen. Sie stellt daher eine Randbedingung im Bewertungsprozess dar.

3.3.1.1 Wasserqualitätsparameter

Bezüglich der Wasserqualität existiert eine große Zahl an Parametern, die prinzipiell als Bewertungskriterien geeignet sind. Wie in Kap. 3.2.1.1 beschrieben wurde, soll die Gesamtzahl der Bewertungskriterien jedoch möglichst gering gehalten werden. Aus diesem Grund empfiehlt es sich, zunächst zu untersuchen, welche Wasserqualitätsparameter für den Wasserversorger die größte Bedeutung besitzen. Dabei kann die Beantwortung der folgenden Fragen Hinweise darauf liefern, ob ein Qualitätsparameter als Bewertungskriterium herangezogen werden soll:

- Besteht die Gefahr, dass der Grenzwert der Trinkwasserverordnung erreicht wird?
- Ist ein signifikant steigender Trend im Sinne der WRRL im Rohwasser erkennbar?
- Besteht eine Selbstverpflichtung des Wasserversorgers gegenüber seinen Kunden?
- Besteht ein Interesse der Öffentlichkeit an einem bestimmten Parameter (Außenwirkung)?
- Existieren Anlagenteile im Wasserwerk oder bei der Wasserverteilung, die bestimmte Anforderungen an die Wasserqualität stellen?

Es ist ersichtlich, dass es eine allgemeingültige Auswahl an Wasserqualitätsparametern als Bewertungskriterien für die Wasserversorgung nicht geben kann. Die Auswahl ist stets von

den spezifischen Problemen und Fragestellungen innerhalb des Wassergewinnungsgebiets sowie den Interessen des Wasserversorgungsunternehmens abhängig. Die Untersuchungen am Fallbeispiel haben gezeigt, dass es zielführend ist, maximal zwei oder drei besonders bedeutsame Qualitätsparameter im Bewertungssystem zu berücksichtigen.

Die Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) stellt die wichtigste gesetzliche Grundlage zur Beurteilung der Trinkwasserqualität dar. Sie legt durch Grenzwerte maximal zulässige Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen am Ausgang des Wasserwerks fest. Die TrinkwV gilt für Trinkwasser, eine Übertragung der Grenzwerte auf nicht zur Trinkwassernutzung bestimmtes Wasser oder Rohwasser ist daher nicht zulässig. Die Anwendung der Grenzwerte entsprechend der TrinkwV im Bewertungssystem ist folglich nur für die Beurteilung der Wasserqualität am Werksausgang möglich. D.h. es muss die Wasserqualität des Mischwassers bewertet werden, die sich aus den Rohwasserqualitäten der Wassergewinnungsanlagen sowie den ggf. durchgeführten Aufbereitungsschritten ergibt.

Ziel der Trinkwasserversorgung ist die Bereitstellung von anthropogen unbelastetem Trinkwasser. Im optimalen Fall entsprechen also die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe des abgegebenen Trinkwassers denen der natürlichen Hintergrundwerte im Grundwasser, die von den natürlichen Gegebenheiten wie Lithologie und Geologie abhängen.
Im theoretischen Fall beginnen die Zielfunktionen der Wassergüteparameter somit bei der natürlichen Hintergrundskonzentration mit einem Zielerfüllungsgrad von 100% und enden beim Grenzwert der TrinkwV, wo sie einen Zielerfüllungsgrad von 0% annehmen. Der einfachste Verlauf der Zielfunktion zwischen den beiden Eckwerten ist linear fallend (Abb. 3.6, Kurve (1)). Mit der Linearität geht die Aussage einher, dass beispielsweise der Sprung von 10 mg/l Nitrat auf 25 mg/l für den Wasserversorger dieselbe Verschlechterung bedeutet wie der Sprung von 25 mg/l auf 40 mg/l. Andersartige Verläufe sind denkbar, müssen jedoch hinreichend und nachvollziehbar begründbar sein. In der Abbildung drückt Kurve (2) eine hohe, Kurve (3) eine geringe Toleranz des Wasserversorgers gegenüber einer höheren Nitratkonzentration im Mischwasser aus.

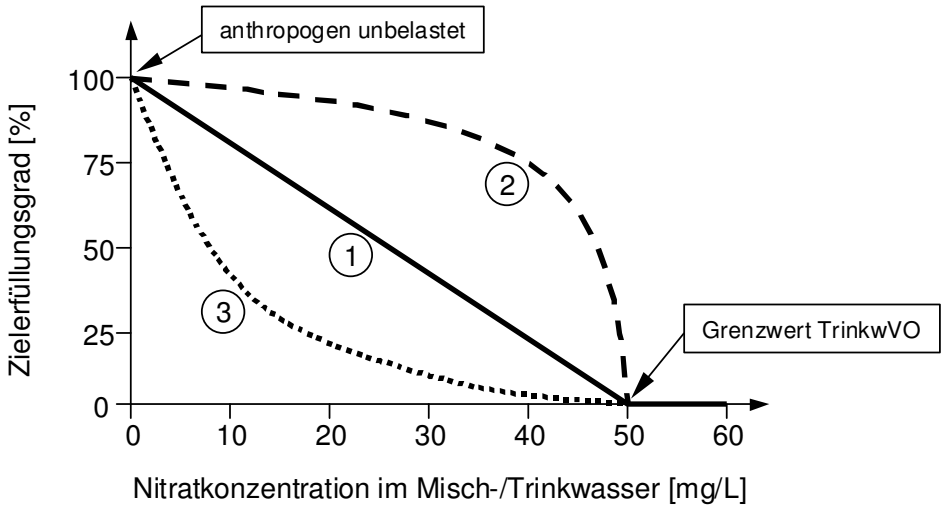


Abb. 3.6: Denkbare Verläufe der Zielfunktion für den Wassergüteparameter Nitrat

In der Praxis müssen die Zielfunktionen jedoch an die realen Gegebenheiten und Möglichkeiten angepasst werden. Einerseits kann anthropogen unbelastetes Trinkwasser in der heutigen Zeit durch die Vielzahl menschlicher Aktivitäten im Einzugsbereich der Wassergewinnungsgebiete kaum noch gewonnen werden, andererseits sind Konzentrationen knapp unterhalb des Trinkwassergrenzwerts für Wasserversorgungsunternehmen kaum zu verantworten. Die Zielfunktionen müssen sich daher an den tatsächlich erreichbaren Konzentrationen im Mischwasser orientieren. Messwerte des Wassergüteparameters aus der Vergangenheit sind für die Ermittlung einer realistischen Bandbreite hilfreich (Abb. 3.7).

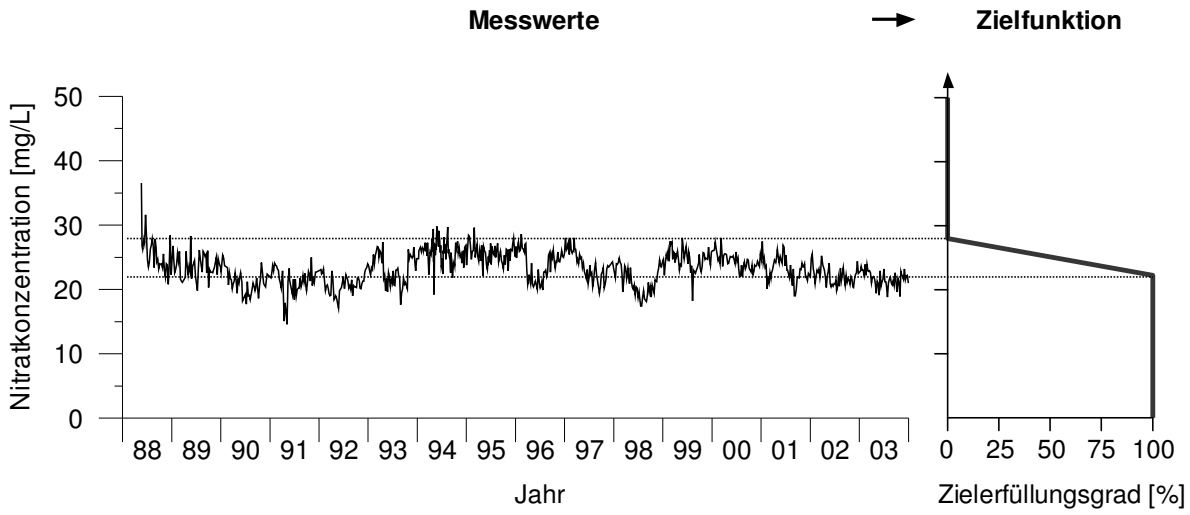


Abb. 3.7: Den realen Gegebenheiten angepasste Zielfunktion (Beispiel: Nitratkonzentration im Reinwasserbehälter des Wasserwerks Langenau)

Die Zielfunktion beschreibt damit die Einschätzung der Wasserqualität durch den Wasserversorger auf der Grundlage des Wissens aus der Vergangenheit: Die Wasserqualität ist nicht erst „schlecht“, wenn der Trinkwassergrenzwert erreicht ist, sondern bereits früher. Auf der anderen Seite drückt sie aus, dass die Qualität nicht erst bei Erreichen des natürlichen Hintergrundwertes als „gut“ zu bezeichnen ist.

3.3.1.2 Kosten durch Wassergewinnung und Wasseraufbereitung

Die Kosten für einen Kubikmeter Trinkwasser können davon abhängen, aus welcher Fassungsanlage das Rohwasser gefördert wird (Kap. 2.3.3). Die Kosten, die durch die Wassergewinnung und -aufbereitung entstehen, müssen in diesem Fall den einzelnen Gewinnungsanlagen zugerechnet werden. Im wesentlichen stellen sich diese gewinnungsanlagenbezogenen Kosten genauso wie die Wasserqualitätsparameter dar, mit dem Unterschied, dass dem Rohwasser nun ein monetäres Attribut zugeschrieben wird und nicht ein qualitatives. In die Betriebskosten müssen dabei all jene Kosten eingehen, die direkt dem Rohwasser der Gewinnungsanlagen zugeordnet werden können, die es verursacht, bis es das Wasserwerk als Trinkwasser verlässt (Abb. 3.8).

Im einzelnen sind dies:

- die Energiekosten, die durch das Zutagefördern des Grundwassers und die Überleitung vom Förderwerk zum Wasserwerk entstehen,
- die Kosten, die durch die Aufbereitung des Rohwassers zu Trinkwasser entstehen (z.B. Stoffe zur Wasseraufbereitung und Desinfektionsmittelzugabe) und
- ggf. das Wasserentnahmeentgelt.

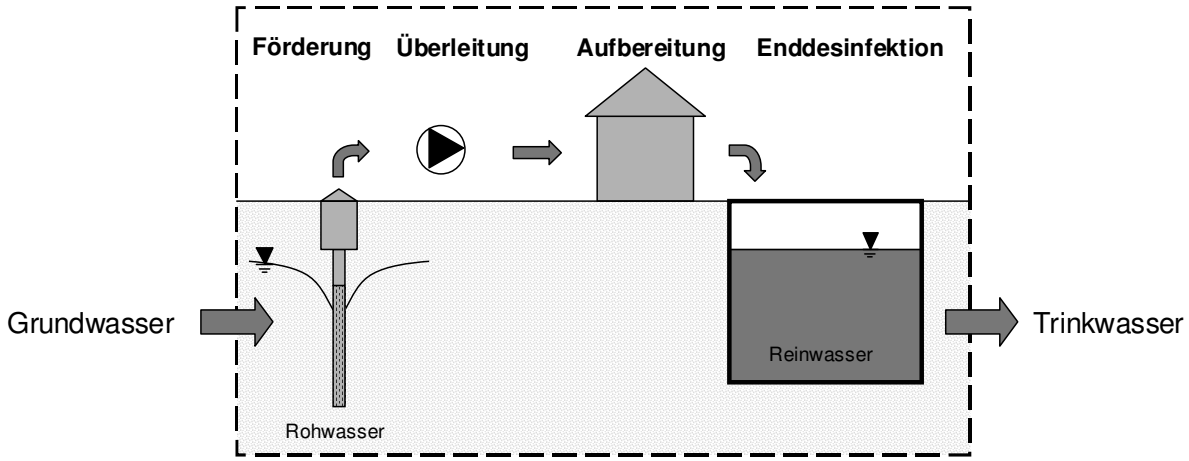


Abb. 3.8: Kontrollraum für die zu berücksichtigenden Kostenfaktoren

Die spezifischen Kosten für die Wassergewinnung und Wasseraufbereitung bezogen auf die einzelne Gewinnungsanlage berechnen sich dann nach folgender Gleichung:

$$K_{spez} = \frac{K_E + K_A + WEE}{Q} \qquad \left[\frac{EUR}{m^3}\right] \tag{3.4}$$

mit:
K_{spez} = gewinnungsanlagenspezifische Kosten zur Herstellung von Trinkwasser aus Grundwasser [EUR/m³]
K_E = Energiekosten [EUR]
K_A = Aufbereitungskosten [EUR]
WEE = Wasserentnahmeentgelt [EUR]
Q = gewonnene Wassermenge [m³]

Bewertet werden die Kosten des Mischwassers, die sich aus dem Zusammenspiel aller Gewinnungsanlagen ergeben. Die Ermittlung der Zielfunktion erfolgt analog dem in Kap. 3.3.1.1 beschriebenen Vorgehen. Je geringer die Gesamtkosten der gewählten Bewirtschaftungsstrategie sind, desto vorteilhafter ist dies aus betriebswirtschaftlicher Sicht für das Wasserversorgungsunternehmen. Auch hier gilt, dass die Zielfunktion in einem realistischen und den realen Gegebenheiten angepassten Bereich liegen muss. Der Zielerfüllungsgrad von 100% wird erreicht, wenn das gesamte Wasser aus der „günstigsten“ Gewinnungsanlage entnommen wird, ein Zielerfüllungsgrad von 0% dann, wenn alles aus der „teuersten“ Gewinnungsanlage gefördert wird. Hierbei sind wasserrechtliche Einschränkungen (z.B. maximal zulässige Fördermenge) und technische Randbedingungen (z.B. Aufbereitungskapazitäten und Pumpenleistungen) zu berücksichtigen.

3.3.1.3 Flurabstand

Schließlich ist der Zustrombereich zu den Wassergewinnungsanlagen einer genaueren Betrachtung zu unterziehen, innerhalb dessen sich Anforderungen an den Flurabstand ergeben können. Hierbei sind all diejenigen Flächen zu berücksichtigen, die Auswirkungen auf die Grundwasserqualität haben können, wenn der Grundwasserstand in einen bestimmten Bereich eindringt. Dazu zählen beispielsweise Altlastenstandorte, von denen eine Grundwassergefährdung ausgeht, wenn das Grundwasser in Kontakt mit der Altlast kommt (Mobilisierung von Schadstoffen). Für solche Flächen eignen sich Zielfunktionen, die dem Flurabstand bis zur maximalen Tiefe der Altlast (ggf. zzgl. eines Sicherheitszuschlages) einen Zielerfüllungsgrad von 0% zuweisen, da solche Flurabstände aus Sicht der Wasserversorgung unerwünscht sind. Altlastenkataster und Altlastenerkundungen stellen die notwendigen Informationen zur Abschätzung der Gefährdung bereit. Je nachdem, wie hoch die von der Altlast ausgehende Gefährdung ist, können vertiefte Untersuchungen zur Bestimmung der Grenzflurabstände notwendig werden. Das Wassergefährdungspotenzial kann bei Kenntnis der Art der Altlast über die Angaben in der Verwaltungsvorschrift für wassergefährdende Stoffe (VwVwS) abgeschätzt werden.

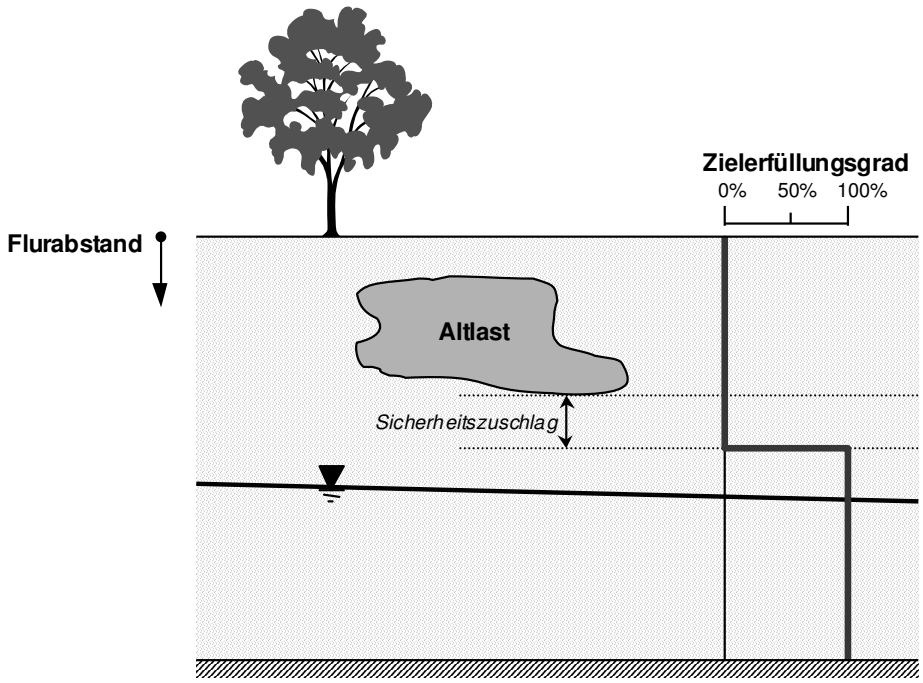


Abb. 3.9: Zielfunktion des Flurabstands bei Altlasten

Auch natürliche Bodeneigenschaften können bei zu geringen Flurabständen eine erhöhte Grundwasserbelastung zur Folge haben. In ursprünglichen Feuchtgebieten sind meist sehr nährstoffreiche Bodenschichten zu erwarten. Die Absenkung des Grundwasserspiegels führt hier zu einer Mineralisation. Das dabei entstehende Nitrat kann bei einem wiederansteigenden Grundwasserstand mobilisiert und ausgewaschen werden. Die Folge ist eine Erhöhung der Nitratkonzentration im Rohwasser der Grundwassergewinnungsanlagen. Die Zielfunktionen sind für die Bereiche mit nitratreichen Deckschichten so festzulegen, dass dieser Umstand berücksichtigt wird. Dabei spielt das Denitrifikationspotenzial der Böden eine wichtige Rolle. Dieses verändert sich mit zunehmender Tiefe und wächst umso stärker nach unten hin an, je

länger die entsprechende Bodenzone im Jahresverlauf wassergesättigt ist (HAAKH & SCHMID, 1996). Informationen darüber, wo solche Bodentypen vorhanden sind, können den Bodenkarten entnommen werden. Die Entwicklung des Denitrifikationspotenzials über die Tiefe ist jedoch stark von lokalen Einflüssen und Gegebenheiten abhängig. Detaillierte Bodenuntersuchungen sind deshalb bei der Existenz von nitratreichen Deckschichten in jedem Fall anzuraten. Die Form der Zielfunktion kann dann dem Verlauf des Denitrifikationspotenzials angepasst werden.

3.3.2 Bewertungskriterien und Zielfunktionen der Landwirtschaft

Im Leitbild für die Landwirtschaft wurde die Schaffung und Erhaltung eines produktionszuträglichen Bodenwasserhaushalts für eine standortverträgliche landwirtschaftliche Nutzung gefordert (Kap. 2.4). Diese Forderung bedarf im Hinblick auf das Optimierungsproblem einer weitergehenden Betrachtung. Durch die Steuerung der Entnahmeraten an Grundwassergewinnungsanlagen kann kein direkter Einfluss auf den Wassergehalt des Bodens ausgeübt werden, da der Bodenwasserhaushalt nur indirekt mit dem Grundwasserhaushalt zusammenhängt. Der Boden stellt, wie oben gezeigt, einen weitgehend unabhängigen Wasserspeicher dar, der Pflanzen mit Wasser versorgen kann. Der optimale Versorgungsgrad zwischen 40 und 80% nFK impliziert aber bestimmte Anforderungen an den Grundwasserstand:

1. Der Grundwasserstand darf nicht in den Hauptwurzelraum eindringen (Acker: ca. 60 cm, Grünland: ca. 20 cm; STASCH, 1996).
   In den Wassergewinnungsgebieten Baden-Württembergs müssen die Äcker im Winter aufgrund der Vorgaben der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) begrünt werden. Dies bedeutet den Anbau einer Zwischenfrucht oder einer Winterkultur. Obwohl Winterkulturen im allgemeinen unempfindlicher gegenüber Vernässungen reagieren als Sommerkulturen, sollte auch außerhalb der Vegetationsperiode gewährleistet sein, dass die Jungpflanzen nicht durch anstehendes Grundwasser in ihrer Entwicklung beeinträchtigt werden. Darüber hinaus sinkt durch hohe Grundwasserstände die Tragfähigkeit der Böden stark ab, so dass dem Bodengefüge durch das Befahren der Felder mit schweren Geräten im zeitigen Frühjahr irreparable Schäden zugefügt werden können (AG BODEN, 1994).

2. Fällt der Versorgungsgrad im Sommer unter 40% nFK ab, kann ein oberflächennaher Grundwasserstand dazu beitragen, den Bodenwasserhaushalt zu verbessern. Eine optimale Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Grundwasser ist bei einer kapillaren Aufstiegsrate von 5 mm/d in den effektiven Wurzelraum gegeben (AG BODEN, 1994). LUCKNER et al. (2002) zeigen, dass ein direkter Zusammenhang zwischen dem Flurabstand im Sommer und dem landwirtschaftlichen Ertrag gegeben ist (Abb. 3.10).

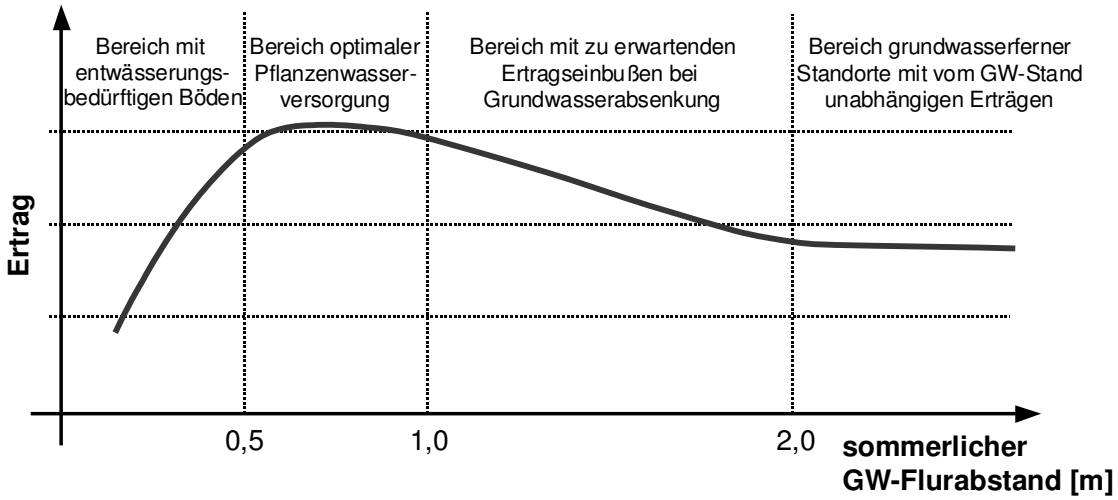


Abb. 3.10: Schema zur exemplarischen Ertragseinschätzung in Abhängigkeit vom sommerlichen Grundwasserflurabstand (nach LUCKNER et al., 2002; verändert)

3.3.2.1 Flurabstand

In Anlehnung an HAARHOFF (1990) lassen sich vier Grenzflurabstände (GFA) für landwirtschaftlich genutzte Flächen definieren:

- **GFA_{min}**: minimaler Grenzflurabstand; kleinere Flurabstände lassen eine Bewirtschaftung der Fläche in ihrer aktuellen Nutzung nicht mehr zu. Der GFA_{min} entspricht der Untergrenze des Hauptwurzelraums und nimmt in der Reihenfolge extensives Grünland < intensives Grünland/Weide < Acker zu.
- **GFA_{opt1}**: unterer optimaler Grenzflurabstand; dieser entspricht dem maximalen effektiven Wurzelraum.
- **GFA_{opt2}**: oberer optimaler Grenzflurabstand für eine gute Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Grundwasser (kapillare Aufstiegsrate 5 mm/d).
- **GFA_{max}**: maximaler Grenzflurabstand für minimale Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Grundwasser (kapillare Aufstiegsrate 0,3 mm/d); größere Flurabstände ermöglichen keine Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Kapillarwasser mehr.

Die Grenzflurabstände lassen sich im Sinne des Bewertungssystems als Eckpunkte für die Formulierung der Zielfunktionen verwenden (Abb. 3.11).

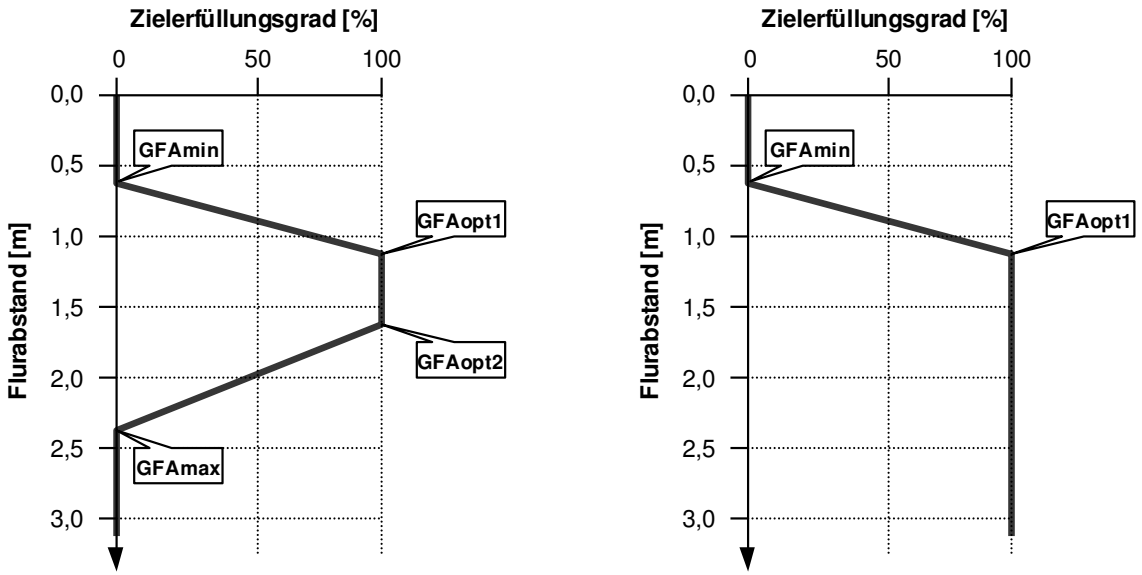


Abb. 3.11: Beispiele für Zielfunktionen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Links: mit der Notwendigkeit eines kapillaren Anschlusses an das Grundwasser; rechts: ohne Notwendigkeit eines kapillaren Anschlusses an das Grundwasser

Die Form der Zielfunktion hängt dabei von verschiedenen Randbedingungen ab, die im Vorfeld der Optimierung zu ermitteln sind:

1. Realnutzung: in der landwirtschaftlichen Praxis ist Dauergrünland üblicherweise überall dort zu finden, wo Ackerbau aufgrund ungünstiger Standortbedingungen (dazu zählt v.a. der Wasserhaushalt des Bodens) nicht rentabel ist. Gräser kommen mit den feuchten Bedingungen und geringen Flurabständen besser zurecht als Kulturpflanzen (Getreide, Hackfrüchte, Gemüse). Dies hängt einerseits mit der hohen Transprationsleistung von Grünland zusammen, andererseits kann sich das Wurzelsystem flexibler an wechselnde Grundwasserstände anpassen als dies bei Ackerkulturen der Fall ist. Die Hauptwurzelmasse der Grasnarbe (≥ 90%) befindet sich im Bereich bis 20 cm unter Flur (LINDNER, 1983; STASCH, 1996).

2. Bodenart: wie oben beschrieben, stellt die Bodenart die entscheidende Größe für die kapillare Aufstiegsrate in Abhängigkeit vom Flurabstand sowie die effektive Durchwurzelungstiefe dar. Die Kenntnis der Bodenarten ist daher für die Festlegung der Grenzflurabstände von zentraler Bedeutung.

3. Bodentyp: wie in Kap. 1.4.3 beschrieben wurde, ist der Bodenschutz ebenfalls ein Bestandteil der Nachhaltigkeitsdefinition in der Landwirtschaft. Aus diesem Grund muss im Rahmen des Bewertungssystems Rücksicht auf die besonders empfindlichen Bodentypen genommen werden. Dies betrifft insbesondere die ökologisch sensiblen landwirtschaftlich genutzten Anmoor- und Niedermoorstandorte. Hier sind allgemein geringere Flurabstände anzustreben als bei mineralisch-terrestrischen Böden, da bei diesen Bodentypen neben dem Pflanzenertrag auch die Torfmineralisation und die Spurengasemissionen zu berücksichtigen sind (RENGER et al., 2003; Abb. 3.12).

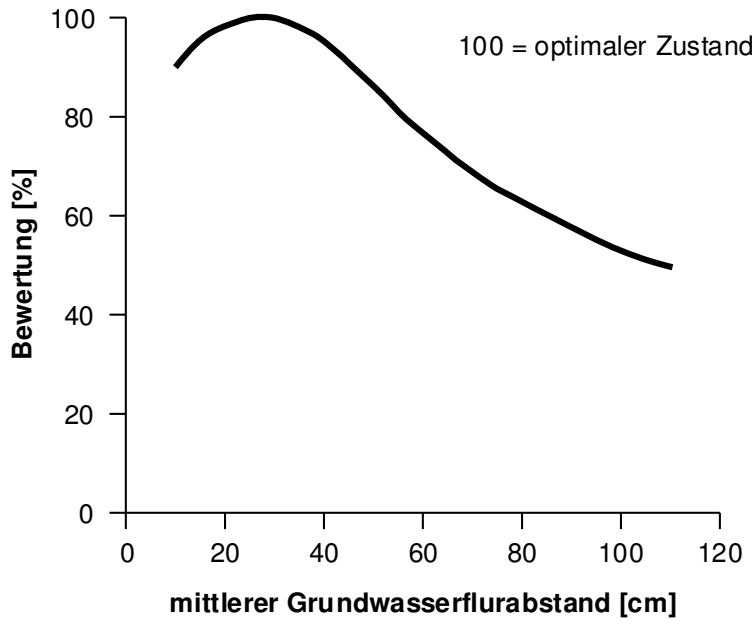


Abb. 3.12: Bewertung des anzustrebenden Grundwasserflurabstands bei gleichrangiger Berücksichtigung des Trockenmasseertrages, der Torfmineralisation und der Spurengasemission (RENGER et al., 2003)

4. Aktuelle Bodenfeuchte: die Bodenfeuchte im Hauptwurzelraum entscheidet darüber, ob bei mineralisch-terrestrischen Böden überhaupt ein hydraulischer Anschluss des Bodens an das Grundwasser notwendig ist. Bei Versorgungsgraden von mehr als 40% nFK ist kein kapillarer Anschluss des Bodens an das Grundwasser notwendig, da im Boden selbst ausreichend Wasser für die Versorgung der Pflanzen zur Verfügung steht (vgl. Abb. 3.11). Die aktuelle Bodenfeuchte kann gravimetrisch oder mit Hilfe von Bodenfeuchtesonden im Feld gemessen oder über landwirtschaftliche Informationsdienste bezogen werden.

Außer dem Bewertungskriterium Flurabstand gibt es keine weiteren Bewertungsgrößen für die Belange der Landwirtschaft. Um die Zielfunktionen festlegen zu können, sind vergleichsweise detaillierte Datengrundlagen notwendig, die aber überwiegend über Geologische Landesämter und Landesvermessungsämter bezogen werden können. Von größter Bedeutung sind dabei Bodenkarten, die vielfach bereits im Kartiermaßstab 1:25.000 verfügbar sind. Liegen keine Realnutzungskarten vor, so kann die Landnutzung aus Luftbildern ermittelt werden. Eine Unterscheidung der landwirtschaftlichen Nutzung in Grünland und Acker ist hierbei ausreichend.

3.3.3 Bewertungskriterien und Zielfunktionen des Naturschutzes

Aus dem Leitbild des Naturschutzes hinsichtlich einer optimalen Grundwasserbewirtschaftung lassen sich zwei Bewertungskriterien ableiten: Grundwasserflurabstand und Abfluss in Oberflächengewässern. Diese beiden Kriterien stellen im Sinne des Bewertungssystems Teilziele der Ziele des Naturschutzes in Feuchtgebieten dar.

3.3.3.1 Flurabstand

LENKENHOFF & ROSE (2003) haben aus einer Vielzahl an Arbeiten minimale und maximale Grundwasserflurabstände für grundwasserabhängige Ökosysteme ermittelt, ab deren Erreichen eine signifikante Schädigung des Ökosystems im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) gegeben ist (Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Äußere Grenzen des Grundwasserflurabstands für grundwasserabhängige Ökosysteme (LENKENHOFF & ROSE, 2003; Auszug)

Standardbiotoptyp (gem. Bundesamt für Naturschutz)	BfN-Code	Gw-Abh.	äußere Grenze des Flurabstands [cm]	
			untere	obere
Röhrichte				
Schilfröhricht	38.02	1°	-160	50
Rohrkolbenröhricht	38.03	1°	-150	20
sonstige Röhrichte	38.07	1°	-100	20
Moore				
Waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe	35.01	1	-30	60
Übergangs- oder Zwischenmoore	36.02	1	-20	20
Großseggenriede	37.	1	-40	60
Grünland				
Grünland nasser bis (wechsel-) feuchter Standorte	35.02	1	10	160
Pfeifengraswiesen	35.02.01	1	0	120
Brenndolden-Auewiesen	35.02.02	1	-50	230
nährstoffreiches, extensives Feucht- u. Nassgrünland	35.02.03	1	-10	140
Nassgrünland	35.02.04	1	(-10)	60
Flutrasen	35.02.05	1°	(-40)	140
artenarmes, intensiv genutztes Feuchtgrünland	35.02.06/07	1	10	140
Gebüsche und Hecken				
Gebüsch nasser bis feuchter mineralischer Standorte	41.01.01	1	(-20)	60 [200]
Gebüsch nasser bis feuchter organischer Standorte	41.01.03	1	(-20)	60 [200]
Feldgehölz nasser bis feuchter Standorte	41.02.01	1	(-20)	60
Wälder				
Laub-Moorwälder	43.01	1	(-20)	60
Bruchwälder	43.02	1	(-30)	70
Sumpfwälder	43.03	1	(-30)	70
Auenwälder	43.04	1°	(-30)	70

Erläuterungen zu Tab. 3.1:

Gw-Abh. 1: grundwasserabhängig
1°: wechselnder Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser möglich

Flurabstände (xy): Überflutung möglich, ununterbrochene Überflutung führt zu Änderung des Biotops
[xy]: unterer Grenzwert einzelner biotopspezifischer Pflanzengesellschaften

Bei (obligat) grundwasserabhängigen Biotopen (Grundwasserabhängigkeitsklasse 1, vgl. Tab. 3.1) gilt dann eine Biotoptypänderung als wahrscheinlich. Der Grundwasserstand selbst einschließlich dessen Schwankungsdynamik wird hierbei als Ursache für eine Biotoptypenänderung betrachtet. Die äußeren Grenzen des Grundwasserflurabstands dürfen im Jahresmittel nicht über- oder unterschritten werden, da dies – wenn auch mit zeitlicher Verzögerung – einen Biotopwechsel nach sich zieht. Das System ist folglich auf die Konservierung des Ist-Zustands ausgelegt, eine mögliche Verbesserung durch einen Biotopwechsel im Sinne der Entwicklung eines feuchtgebietstypischeren Biotoptyps (Rückgang der Hemerobie) wird nicht berücksichtigt. Durch die Konservierung des Ist-Zustands wird allerdings ein System geschützt, das in den meisten Fällen bereits zuvor durch anthropogene Einflüsse verändert wurde (LINDNER, 1983). Die im Gebiet vorkommende Vegetation hat sich an veränderte Standortbedingungen angepasst und entspricht nicht mehr der natürlich vorkommenden Vegetation (potenzielle natürliche Vegetation).

Die oberen und unteren Grenzen des Flurabstands nach Tab. 3.1 können nicht per se als obere und untere Ausschlusswerte (GFA_{max}, GFA_{min}) im Sinne des Bewertungssystems verstanden werden. Vielmehr handelt es sich hierbei um äußere Schranken, die nach Möglichkeit im Jahresmittel erst gar nicht erreicht werden sollten (LENKENHOFF & ROSE, 2003). Grenzflurabstände müssen grundsätzlich biotops- und gebietsspezifisch unter Beteiligung von Biologen ermittelt werden, da neben dem Grundwasserstand weitere äußere Einflussfaktoren auf die Biotoptypen einwirken und deren Vorkommen bestimmen (Licht, Temperatur). Auch durch Pflegemaßnahmen wird in die natürliche Sukzession von Biotopen eingegriffen, wodurch konkurrenzschwächere Arten bevorzugt werden können.

Die Messung des Flurabstände im Felde ist eine Voraussetzung für die Ableitung von belastbaren Zahlen für jeden spezifischen Biotoptyp. Dabei sollte für jeden Biotoptyp mindestens eine repräsentative Grundwassermessstelle vorhanden sein oder, falls dies nicht der Fall ist, neu gesetzt werden. Je länger der Messzeitraum ist und je mehr Messstellen für einen Biotoptyp vorhanden sind, desto besser lassen sich die Aussagen statistisch absichern. Bei zu kurzen Messzeiträumen ist die Gefahr gegeben, dass der Grundwasserstand in Jahren gemessen wurde, die nicht als repräsentativ für mittlere hydrologische Verhältnisse betrachtet werden können. Ein gutes Werkzeug zur Ergänzung von Grundwasserstandsmessungen stellen numerische Grundwassermodelle dar (PETERSEN & SÜTERING, 2003). Die Überlagerung der Messungen für mehrere Jahre erlaubt eine statistisch abgesicherte Beurteilung der biotoptypischen Grundwasserverhältnisse.

Im folgenden wird ein Verfahren vorgestellt, mit dessen Hilfe die Grenzflurabstände (der Einfachheit halber werden auch hier die Begriffe GFA_{min}, GFA_{opt1}, GFA_{opt2} und GFA_{max} aus Kap. 3.3.2 verwendet) für grundwasserabhängige Biotoptypen anhand von Grundwasserstandsbeobachtungen in der Vergangenheit ermittelt werden können. Dem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass sich der Biotoptyp allein aufgrund der Grundwasserverhältnisse entwickeln konnte und diese Verhältnisse auch in Zukunft erhalten bleiben sollen. In Abb. 3.13 ist der Grundwasserflurabstand unter einer grundwasserabhängigen Hochstaudenfläche im Untersuchungsgebiet Donauried dargestellt.

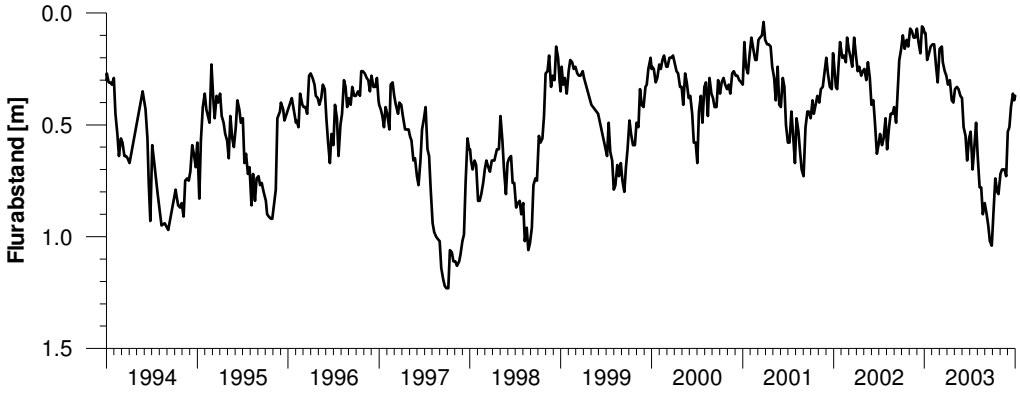


Abb. 3.13: Flurabstandsganglinie der Messstelle 4316

Die Messwerte weisen vereinzelt mehrwöchige Lücken auf, teilweise wurde der Grundwasserstand zweimal pro Woche gemessen. Um eine konsistente Datengrundlage für die Auswertung zu erhalten, wird auf Monatsmittelwerte übergegangen (Abb. 3.14). Die Mittelung bewirkt eine geringfügige, jedoch vernachlässigbare Glättung der Ganglinie.

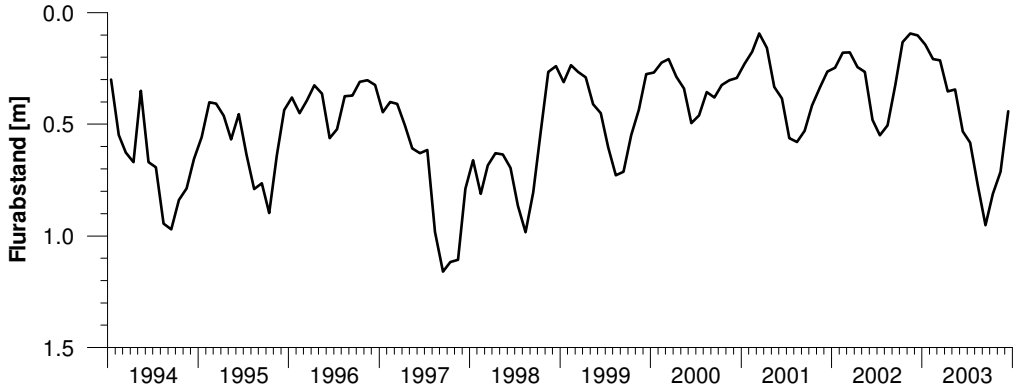


Abb. 3.14: Monatsmittelwerte des Flurabstands an der Messstelle 4316

Die Darstellung lässt bereits den charakteristischen und für diesen Biotoptyp typischen Jahresgang des Flurabstands erkennen, der nun explizit herausgearbeitet werden muss. Dazu werden alle Januarwerte, Februarwerte u.s.w. dem jeweiligen Monat zugeordnet und statistisch ausgewertet. Dazu wird die Auswertung über Perzentile gewählt, die sich insbesondere bei kleiner Stichprobenanzahl ohne erkennbare Verteilungfunktion gut für statistisch abgesicherte Aussage eignet (TREMP, 2002; Abb. 3.15).

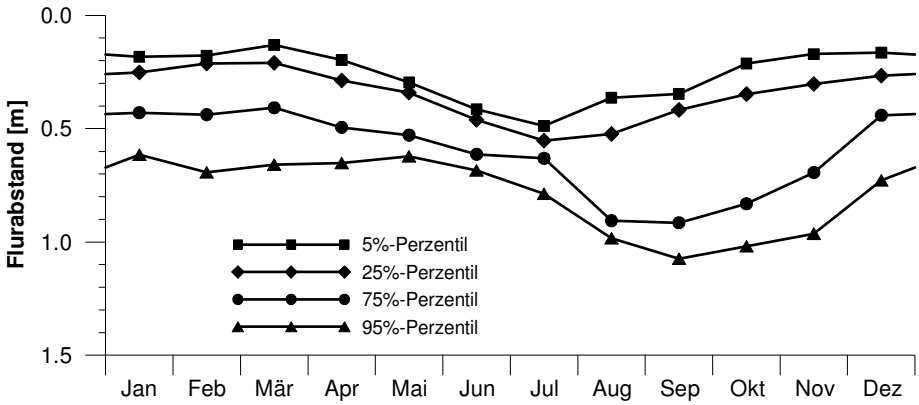


Abb. 3.15: Perzentile der Monatmittelwerte an der Messstelle 4316

Die Grenzflurabstände werden folgendermaßen definiert:

- **GFA_{min}** = 5%-Perzentil, um Ausreißer nach unten auszuschließen,
- **GFA_{opt1}** = 25%-Perzentil = unteres Quartil,
- **GFA_{opt2}** = 75%-Perzentil = oberes Quartil,
- **GFA_{max}** = 95%-Perzentil, um Ausreißer nach oben auszuschließen.

Die zentralen 50% der Werte werden demnach als optimaler Flurabstandsbereich für den Biotoptyp angesehen (Abb. 3.16). Dieser Bereich repräsentiert die Bedingungen, unter denen sich das Biotop entwickeln konnte und der auch zukünftig das Optimum für dessen Fortbestand darstellt. Flurabstände außerhalb von GFA_{min} und GFA_{max} sind für den Biotoptyp untypisch und daher auch in Zukunft nicht wünschenswert. Auf diese Weise lässt sich für jeden Monat eine Zielfunktion für den Flurabstand ermitteln.

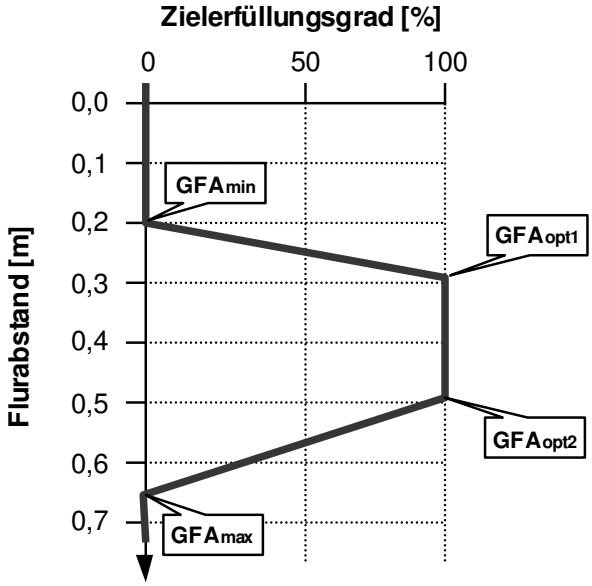


Abb. 3.16: Zielfunktion der Hochstaudenfläche im Monat April

Die ermittelten Grenzflurabstände müssen mit den Werten nach Tab. 3.1 abgeglichen werden, um die Gefahr einer signifikanten Schädigung des Biotoptyps auszuschließen. Falls die äuße-

ren Grenzen nach Tab. 3.1 im Jahresmittel verletzt werden, müssen die Grenzflurabstände ggf. angepasst werden. Die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie können auf diese Weise im Bewertungssystem berücksichtigt werden. Weiterhin dürfen die maximal zulässigen Überflutungsdauern von Biotoptypen bei der Festlegung der Grenzflurabstände nicht außer Acht gelassen werden. Hinweise auf die typischen Überflutungshäufigkeiten und -dauern liefern Grundwasserstands-Dauerlinien (SCHOLLE & SCHRAUTZER, 1993, LEDERBOGEN, 2003).

3.3.3.2 Ökologisch begründete Mindestwasserführung in Oberflächengewässern

Im Bewertungssystem lässt sich eine Mindestabflussregelung für Oberflächengewässer in Form einer Stufenfunktion berücksichtigen (Abb. 3.17). Der Zielerfüllungsgrad wird sich damit schlagartig verschlechtern, sobald die Mindestwasserführung unterschritten wird. Als Bezugspunkt ist diejenige Stelle zu wählen, an der das Gewässer den Einflussbereich der Grundwasserentnahme verlässt.

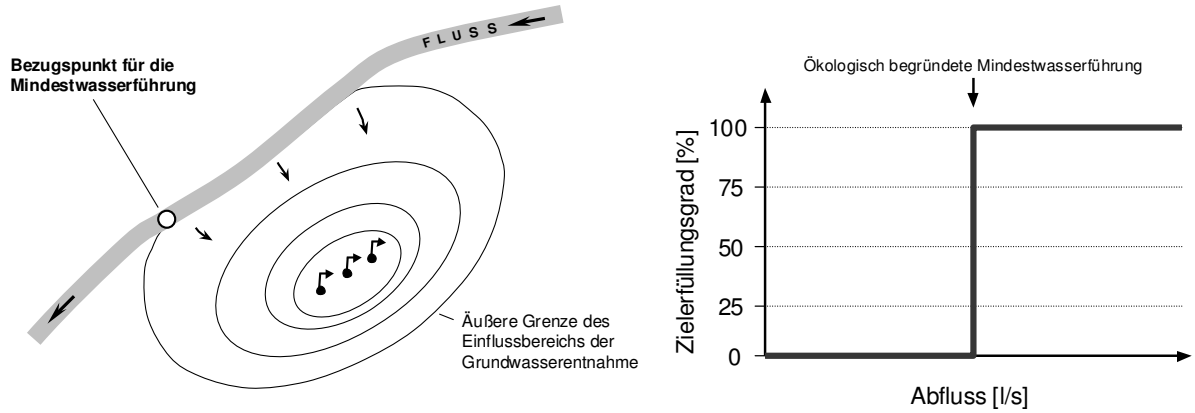


Abb. 3.17: Zielfunktion und Bezugspunkt für die Mindestwasserführung

Die Einbeziehung von Oberflächengewässern in das Bewertungssystem ist in jedem Fall vor Beginn der Bewertung kritisch zu hinterfragen, da es sich im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Bewertungskriterien nur um eine indirekte Wirkung der Grundwasserentnahme handeln kann. Vorab müssen daher die folgenden Fragen geklärt werden:

1. Hat die Grundwasserentnahme einen Einfluss auf das Abflussgesehen in den Oberflächengewässern? Falls ja, ist die Grundwasserentnahme dazu geeignet, den Abfluss so stark zu vermindern, dass die Gefahr einer Unterschreitung des Mindestabflusses gegeben ist? Diese Fragen können mit Hilfe von Modellrechnungen geklärt werden.
2. Handelt es sich um ein permanent oder ein periodisch wasserführendes Fließgewässer? Ökologisch begründete Mindestabflussregelungen sind nur in permanent wasserführenden Gewässer sinnvoll, da die periodisch wasserführenden Gewässer auch natürlicherweise trockenfallen können.
3. Wird die Wasserführung nur durch die Grundwasserentnahme beeinflusst oder existieren weitere Wassernutzer oberstrom, die die Wasserführung beeinflussen (z.B. Wasserentnahme für landwirtschaftliche Bewässerungszwecke, Anstauungen für Triebwerke)? In diesem Fall können sich im Gewässer auch nicht entnahmebedingte Abflussrückgänge einstellen, die durch andere Maßnahmen gesteuert werden müssen.

3.4 Bedeutung der Landnutzung für die Grundwasserbewirtschaftung

Die vorangegangen Kapitel haben gezeigt, dass der Grundwasserflurabstand für jede der drei Nutzergruppen ein Bewertungskriterium darstellt. Die jeweiligen Anforderungen hinsichtlich des Flurabstands weichen aber voneinander ab. Während beispielsweise der Naturschutz – vereinfacht gesagt – möglichst oberflächennahe Grundwasserstände benötigt, sind für die Landwirtschaft größere Flurabstände notwendig, um optimale Bedingungen zu schaffen. Die Zielfunktionen widersprechen sich in diesem Fall und eine Optimierung, die den Versuch unternimmt, auf einer Fläche gleichzeitig die Bedingungen für die Landwirtschaft und den Naturschutz zu verbessern, wird zwangsläufig scheitern. Flächen des Untersuchungsgebiets müssen daher einem der drei Nutzer zugeordnet werden können.

Die Optimierung der Landnutzung selbst stellt den grundlegendsten Optimierungsansatz für die Grundwasserbewirtschaftung dar, weil hier die potenziellen Konflikte zwischen der Landnutzung und der Grundwasserentnahme bereits im Vorfeld entschärft werden können. Die Optimierung der Landnutzung umfasst prinzipiell zwei unterschiedliche Wege der Konfliktminimierung:

Lösungsansatz 1: Anpassung der Brunnenstandorte an die vorhandene Nutzung
Dies ist der übliche Weg bei der Erschließung neuer Grundwasservorkommen. Die Brunnenstandorte werden so ausgewählt, dass die Auswirkungen der Grundwasserentnahme auf die bestehende Landnutzung gering gehalten werden. Die Verträglichkeit der Entnahme wird im Rahmen des Wasserrechtsverfahrens geprüft. Nachteilige Auswirkungen der Entnahme auf einen Nutzer können zur Ausgleichspflicht durch den Wasserversorger führen (§4 WHG, 2002).

Lösungsansatz 2: Anpassung der Flächennutzung an die Grundwasserentnahme
Bei räumlich beengten Verhältnissen oder bestehenden Grundwassergewinnungsanlagen kann u.U. die Reorganisation der aktuellen Landnutzung angezeigt sein, um die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen zu verringern. Dieser zweite Weg ist jedoch erheblich aufwändiger als der erste, da in persönliche Besitzstandsverhältnisse eingegriffen wird. Mit Hilfe von Modellrechnungen können Fehlentwicklungen in der Landnutzung aufgedeckt und Lösungswege skizziert werden (KOBUS & MÖDINGER, 2002).
Ein bekanntes Beispiel der Nutzungsanpassung ist die Umwidmung von Acker- in Grünlandflächen im Zustrombereich zu den Brunnen (Extensivierung). Die Nitratwerte im Grundwasser lassen sich mit dieser Maßnahme effektiv senken, so dass u.U. die Anforderungen der Wasserversorgung bezgl. Nitrat im Mischwasser entfallen können. Gleiches gilt für weitere landwirtschaftsbürtige Wasserinhaltsstoffe.

Tab. 3.2 zeigt einige Konflikte, die in Wassergewinnungsgebieten zwischen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz auftreten können sowie Lösungsmöglichkeiten durch die Ansätze 1 und 2. Durch eine geeignete Wahl der Brunnenstandorte kann diesen Konflikten effektiv und wirtschaftlich begegnet werden. Allerdings beschränkt sich dieser Lösungsansatz auf neu zu erschließende Wassergewinnungsgebiete, da den Wasserversorgungsunter-

nehmen ein späterer Neubau von Brunnen zur Konfliktbeseitigung aus Gründen der Verhältnismäßigkeit nur in sehr wichtigen Fällen zugemutet werden kann.
Die Anpassung der Landnutzung an die Wassergewinnung hingegen ist meist kostenintensiv und mit erheblichen privat- und wasserrechtlichen Problemen verbunden. Zudem ist eine Umsiedlung ganzer Ökosysteme nicht ohne weiteres möglich. Viele Biotope müssen sich zunächst über Jahrzehnte entwickeln, bevor sie ihre Naturschutzfunktion für die Pflanzen- und Tierwelt entfalten (KAULE, 1991).

Tab. 3.2: Konfliktbeseitigung durch geeignete Wahl von Brunnenstandorten bzw. Anpassung der Landnutzung

Problemstellung	Lösungsansatz 1: Optimierung der Brunnenstandorte	Lösungsansatz 2: Reorganisation der Landnutzung
Gefährdung von grundwasserabhängigen Landökosystemen durch Grundwasserentnahmen	Positionierung der Brunnen in ausreichender Entfernung von den Biotopen	- Etablierung von Ersatzbiotopen in Bereichen mit oberflächennahem Grundwasserstand - (Bau von Versickerungsgräben)
Zeitweise Vernässungsneigung von landwirtschaftlich genutzten Flächen	Grundwasserabsenkung in betroffenen Bereichen durch geeignete Wahl der Brunnenstandorte	- Verlagerung der landwirtschaftlichen Flächen in Bereiche mit abgesenktem Grundwasserstand - (Bau von Entwässerungsgräben)
Hohe Nitrat- und PSM-Konzentrationen in den Rohwässern der Brunnen	Brunnenbau in Bereichen mit extensiver landwirtschaftlicher Nutzung im Zustrombereich	Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Zustrombereich

Stehen Landnutzung und Brunnenstandorte fest, so verbleiben nur noch die Gesamtentnahme und die Entnahmeverteilung als Freiheitsgrade für die Grundwasserbewirtschaftung. Doch auch in diesem Fall muss vor Beginn der Optimierungsrechnungen überprüft werden, ob die aktuelle Landnutzung im Gebiet eine sinnvolle Optimierung des Grundwasserhaushalts überhaupt zulässt. Dabei sind insbesondere die physikalischen Gesetzmäßigkeiten der Grundwasserströmung (Absenkungsverhalten, Abb. 3.18) in die Überlegungen mit einzubeziehen. Mittels numerischer Modelluntersuchungen lassen sich abgesicherte Aussagen über den Einflussbereich der Grundwasserentnahmen treffen.

Der Grundwasserhaushalt wird sich in aller Regel für eine kleinräumig strukturierte Landnutzung nur schwerlich optimieren lassen, v.a. dann, wenn naturschutzrelevante Flächen und landwirtschaftlich genutzte Flächen in einem kleinräumigen Mosaik eng beieinander liegen. Der Erfolg der Optimierung hängt damit auch von dem Verteilungsmuster der drei Nutzer im Untersuchungsraum sowie der Entfernung der Flächen zu den Brunnen ab.
Die aktuelle Landnutzung sollte in solchen Fällen vor Beginn der Optimierung zunächst entflochten und Teilflächen des Gebiets der vorrangigen Nutzung durch eine der drei Gruppen zugeordnet werden (Abb. 3.18). Durch die Bildung solcher Schwerpunktbereiche – vorausgesetzt die physikalischen Gesetzmäßigkeiten wurden beachtet – steigt die Wahrscheinlichkeit, dass sich durch die optimierte Grundwasserbewirtschaftung ein für alle Beteiligten zufriedenstellendes Ergebnis erzielen lässt (vgl. Kap. 4.4.2). Die weitere Unterteilung der Schwerpunktbereiche in Flächen unterschiedlicher Wertigkeit lässt eine höhere Gewichtung von besonders wertvollen Bereichen im Zielsystem zu (Abb. 3.19).

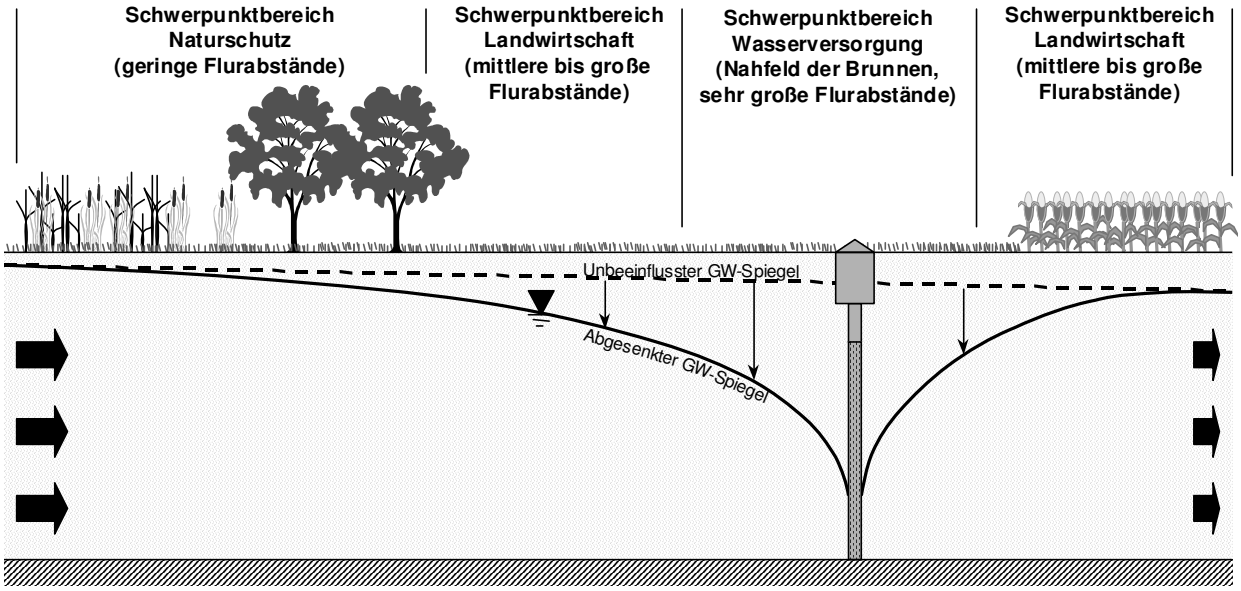


Abb. 3.18: Absenkungsverhalten des Grundwassers bei Entnahme und Zuordnung von Schwerpunktbereichen

In die Unterteilung des Gebiets in Schwerpunktbereiche müssen alle Nutzer eingebunden sein, da ansonsten die Akzeptanz einer optimierten Bewirtschaftungsstrategie bei den einzelnen Nutzern gering sein wird. Hier muss ein für alle Nutzer tragfähiger Kompromiss gefunden werden. Die Abgrenzung von Schwerpunktbereichen anhand von rechtlich festgelegten Schutzgebieten (Wasserschutzgebiet, Naturschutzgebiet, FFH-Gebiet, etc.) kann dabei lediglich eine Hilfe sein, da es keine „Landwirtschaftsschutzgebiete“ gibt. Es bestünde daher die Gefahr, dass die Landwirtschaft bei der Nutzungsentflechtung benachteiligt wird.
Wie der Prozess der Neuordnung von Nutzungsinteressen in der Praxis aussehen kann, beschreiben z.B. HAAKH (1998) und HORSCH et al. (2001). Einen Hinweis auf die Größenordnung solcher Schwerpunktbereiche liefert Abb. 5.6, die konkrete Dimensionierung ist jedoch stark von der Ausprägung des Absenkungstrichters und dem Geländerelief abhängig.

3.5 Zielsystem zur Beurteilung und Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung

Nachdem die prioritären Flächennutzungen und die Bewertungskriterien von Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz festgelegt sind, gilt es nun, ein Zielsystem zur Beurteilung der Grundwasserbewirtschaftung aufzustellen.

Das Zielsystem muss die vorgegebene Fragestellung in geeigneter Weise auf die messbaren Bewertungskriterien zurückführen. Dazu ist zunächst das übergeordnete Ziel auf der Zielebene 1 zu formulieren und dieses Ziel schrittweise von Zielebene zu Zielebene zunächst in Unterziele und schließlich in Bewertungskriterien aufzulösen. Die charakteristischen Merkmale eines problemadäquaten Zielsystems sind dabei:

- Vollständigkeit: alle für die Beurteilung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen wesentlichen Kriterien sind berücksichtigt. Die Vollständigkeit ist das wichtigste Charakteristikum eines einwandfreien Zielsystems

- Logischer Aufbau: ein Zielsystem stellt prinzipiell die Visualisierung eines Bewertungsvorganges dar, wie ihn jeder Mensch – wenn er das Problem vollkommen überblicken würde – vornehmen könnte. Eine hierarchische Struktur des Zielsystems erleichtert dabei die Übersicht über das Bewertungssystem

- Nachvollziehbarkeit: das Zielsystem muss für die Beteiligten nachvollziehbar sein, da es ansonsten keine allgemeine Akzeptanz für das Bewertungsergebnis geben kann. Mit der Nachvollziehbarkeit ist in gewissem Maße auch die Einfachheit des Systems verbunden, da von Nicht-Experten nicht erwartet werden kann, dass sie sich in die Grundlagen von Bewertungssystemen einarbeiten müssen, um das Zielsystem zu verstehen.

Unter Berücksichtigung dieser Punkte lässt sich die Frage nach der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung in Form eines Zielsystems formulieren. Auf der obersten Zielebene findet sich das Oberziel „Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes“ (Abb. 3.19). Dieses Ziel gilt es zu erreichen und je höher die errechnete Bewertung für diese Zielebene ist (= Gesamtnutzwert), desto besser entspricht die gewählte Bewirtschaftungsstrategie dem Leitbild der Nachhaltigkeit. Ein Gesamtnutzwert von 1 bzw. 100% stellt die optimale Lösung dar.

Das Oberziel wird dann erreicht, wenn die in den Kap. 2.3 bis 2.5 gefundenen Leitbilder für die drei Nutzergruppen erfüllt sind. In diesem Fall sind die Bedingungen für alle Nutzer optimal und die gewählte Bewirtschaftungsstrategie ist optimal im Sinne der Nachhaltigkeit. Daher ist es zweckdienlich, das Oberziel auf der Zielebene 2 durch die Leitbilder der drei Nutzer zu konkretisieren. Man erhält damit auf dieser Zielebene für jeden Nutzer eine separate Bewertung der Bewirtschaftungsstrategie. Diese Vorgehensweise dient insbesondere der Transparenz des Bewertungssystems, da der abstrakte Gesamtnutzwert differenziert bleibt und die Teilbewertungen einen direkten Vergleich der Auswirkungen zwischen den Nutzern erlauben. Solche Teilbewertungen werden in der Literatur hin und wieder in Form von Spinnendiagrammen neben dem Gesamtnutzwert mit in die Auswertung übernommen (TGU, 2002), da sie der Veranschaulichung des Ergebnisses dienen. Alleiniges Kriterium zur Gesamtbewertung der Bewirtschaftungsstrategie bleibt aber in jedem Fall der Gesamtnutzwert.
Die Trennung der drei Nutzergruppen auf der Zielebene 2 bietet noch einen weiteren Vorteil: Der Flurabstand kann dreimal als Teilziel in das Zielsystem eingehen, ohne dass es zur Nutzenabhängigkeit kommt. Da das Bewertungskriterium Flurabstand räumlich eindeutig einer Nutzergruppe zugeordnet werden kann, werden bis zur Zielebene 2 voneinander unabhängige Bewertungen für die Teilbereiche Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz durchgeführt, die dann in einem letzten Schritt zusammengefasst werden. Zur Gewichtung und Kompensierbarkeit auf der Zielebene 2 (g_{2jk} und p_{2j}) werden im folgenden Kapitel weitergehende Ausführungen gemacht.

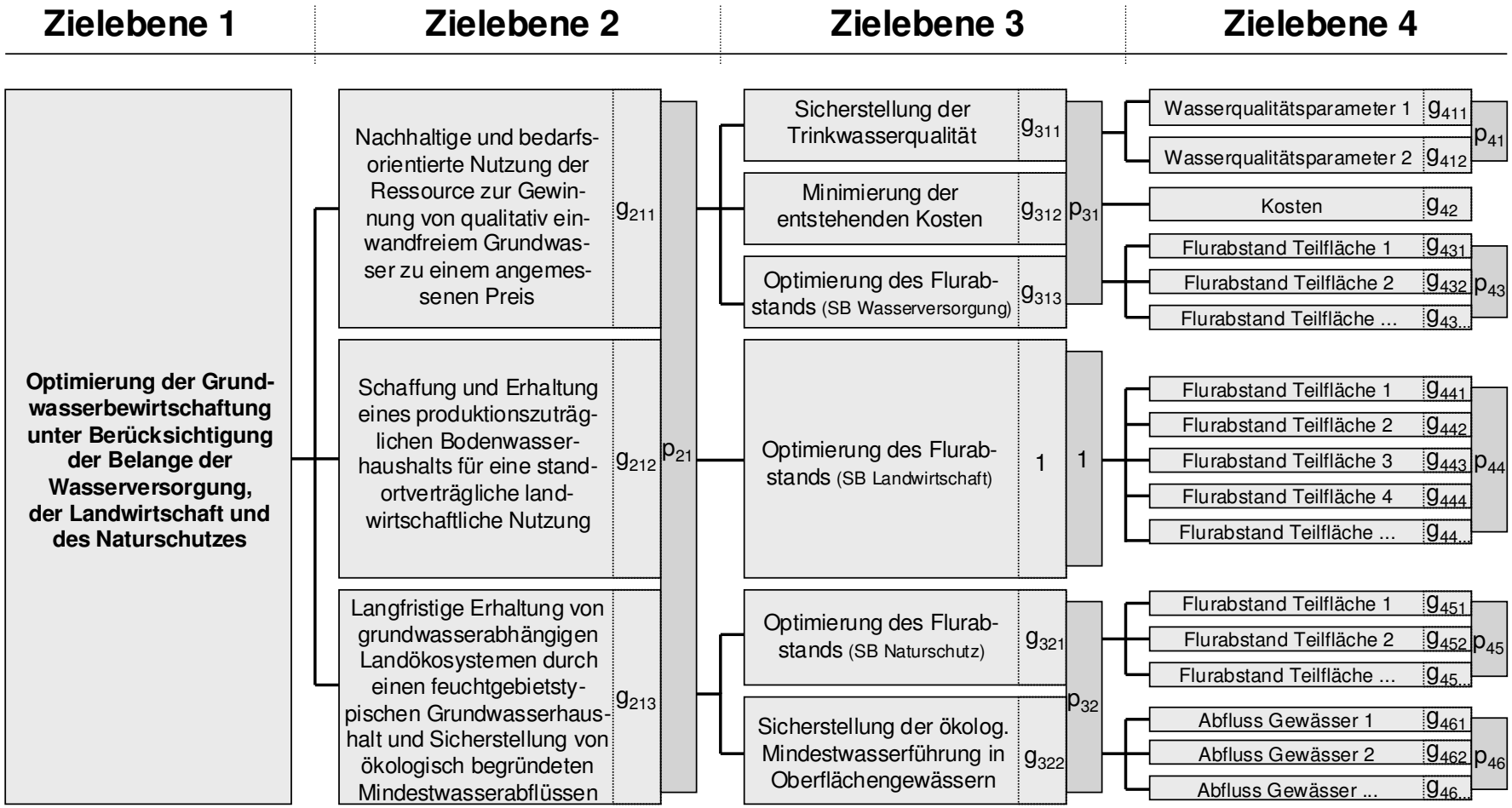


Abb. 3.19: Zielsystem zur Beurteilung von Grundwasserentnahmen (g_{ijk} = Gewichtungsfaktoren mit i = Zielebene, j = funktionelle Gruppe und k = Indikator; p_{ij} = Kompensationsfaktoren)

Auf der dritten Zielebene werden die Hauptziele der drei Nutzergruppen weiter spezifiziert. Hier werden die Teilziele formuliert, die dazu beitragen, die Hauptziele auf der Ebene 2 zu erreichen. Der Nutzwert dieser Teilziele wiederum ergibt sich aus den Zielerfüllungsgraden der Bewertungskriterien auf der Zielebene 4.

Das in Abb. 3.19 dargestellte Zielsystem stellt ein allgemeines Bewertungsschema zur Beurteilung der Grundwasserbewirtschaftung dar. Es lässt sich flexibel an die spezifischen Fragestellungen in verschiedenen Wassergewinnungsgebieten anpassen. Beispielsweise können einzelne Teilziele weggelassen werden, falls sie im speziellen Fall ohne Relevanz sind. Die höhere Bedeutung eines Teilziels gegenüber einem anderen kann durch die Vergabe von unterschiedlichen Gewichtungen g_{ijk}, eine eingeschränkte Kompensierbarkeit der Teilziele durch die Kompensationsfaktoren p_{ij} gesteuert werden.
Das Zielsystem besitzt die Eigenschaft, dass nicht nur unterschiedliche Entnahmeverteilungen, sondern auch verschiedene Gesamtentnahmen miteinander verglichen werden können. Beide sind voneinander unabhängige Freiheitsgrade, die dazu beitragen können, die Ziele auf den unteren Ebenen zu erreichen. Über den Gesamtnutzwert lassen sich verschiedene Entnahmesituationen in eine Rangfolge einordnen, welche die Präferenz bezüglich der Auswahl einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung festlegt. Aus einer Vielzahl unterschiedlicher Bewirtschaftungsszenarien lässt sich so diejenige Bewirtschaftungsstrategie identifizieren, die am ehesten dem Leitbild der Nachhaltigkeit entspricht.

3.6 Abgrenzung des Bewertungs- und Optimierungsraumes

Der Flurabstand als zentrales Bewertungskriterium muss nicht notwendigerweise für jede Fläche des Untersuchungsraumes optimierbar sein. Man denke nur an diejenigen Flächen, die außerhalb des Einflussbereichs der Grundwassergewinnungsanlagen liegen oder an jene, die bereits unter unbeeinflussten Bedingungen so große Flurabstände aufweisen, dass der Grundwasserstand keinen Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt und damit die Vegetation an der Erdoberfläche ausüben kann. Diese Flächen werden unabhängig von der Bewirtschaftungsstrategie stets mit demselben Zielerfüllungsgrad bewertet und wirken sich somit nivellierend auf den Gesamtnutzwert aus. Dies kann zu Fehlinterpretationen beim Vergleich der Gesamtnutzwerte verschiedener Bewirtschaftungsstrategien führen: Die Bewertungen gleichen sich mit steigender Anzahl unveränderlicher Zielerfüllungsgrade einander an. Teilflächen, die unabhängig von der Grundwasserbewirtschaftung stets denselben Zielerfüllungsgrad besitzen, müssen daher von der Bewertung ausgeschlossen werden.

Mit Hilfe von numerischen Modelluntersuchungen und einer anschließenden Analyse in einem Geographischen Informationssystem können diejenigen Teilflächen identifiziert werden, die zu einer Vergleichmäßigung des Gesamtnutzwerts beitragen. Folgende Teilflächen müssen aus der Bewertung ausgeschlossen werden:

1. Flächen, deren Flurabstand nicht durch die Entnahmen beeinflusst wird. Diese Flächen können beispielsweise durch den Vergleich der Szenarien Nullentnahme ($Q_i = 0$) und Maximalentnahme aus allen Gewinnungsanlagen (Q_i = max.) identifiziert werden.

2. Flächen mit natürlicherweise großen Flurabständen ohne Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt. Wie in Kap. 3.3.2.1 gezeigt wurde, existiert ein maximaler Grenzflurabstand (GFA_{max}), ab dem das Grundwasser nicht mehr zu einer Ergänzung des Bodenwasservorrats beitragen kann. Da Grundwasserentnahmen mit einer Grundwasserabsenkung verbunden sind, sind all diejenigen Teilflächen zu identifizieren, die im Fall des Szenarios Nullentnahme Flurabstände größer als GFA_{max} aufweisen und aus der Bewertung auszuschließen. Es handelt sich hierbei um nicht grundwasserbeeinflusste Standorte.

3. Flächen, die unabhängig von der Entnahme einen konstanten Zielerfüllungsgrad besitzen (Abb. 3.20). Hierbei kommen v.a. Flächen in der Nähe von Festpotenzialrändern in Betracht. Diese Flächen sind jedoch vergleichsweise schwierig zu identifizieren, da theoretisch zunächst jede mögliche Entnahmesituation simuliert werden müsste, um eine abgesicherte Aussage über deren Existenz zu erhalten. Dies führt insbesondere bei mehreren Gewinnungsanlagen zu einem hohem Rechenaufwand.

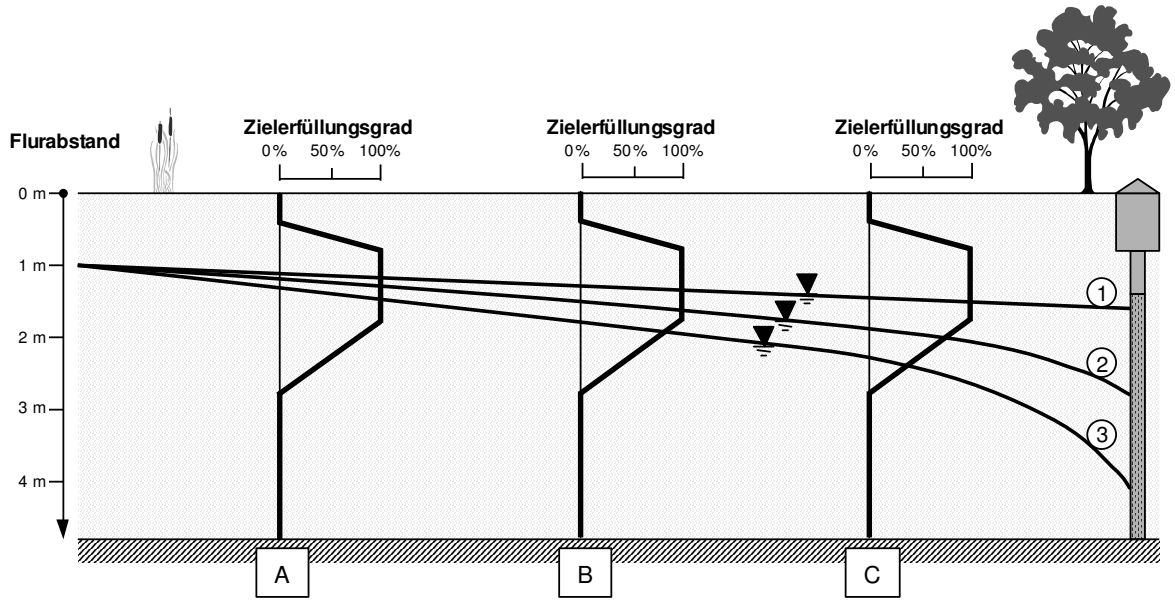


Abb. 3.20: Flurabstände unter drei Flächen (A,B,C) bei Nullentnahme (1), mittlerer Entnahme (2) und maximaler Entnahme (3). Der Flurabstand unter Fläche (A) besitzt bei jeder Entnahme einen Zielerfüllungsgrad von 100%, die Fläche kann daher von der Bewertung ausgeschlossen werden.

4 Anwendung des Bewertungssystems für Optimierungszwecke

In Kap. 3 wurde erläutert, wie das multikriterielle Bewertungssystem zur Beurteilung der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz aufzubauen ist. Dieses Bewertungssystem besitzt die vorteilhafte Eigenschaft, dass über den Gesamtnutzwert eine eindeutige Information zurückgegeben wird, wie eine untersuchte Entnahmesituation im Vergleich zu anderen Bewirtschaftungsstrategien im Hinblick auf die Erfüllung des Oberziels einzustufen ist. Die mit dem Gesamtnutzwert verbundene Information ist dabei unabhängig von den Rahmenbedingungen, in die die Bewirtschaftungsstrategie eingebettet ist. So können auch Bewirtschaftungsstrategien mit unterschiedlichen Gesamtentnahmen und Entnahmen bei verschiedenen hydrologischen Randbedingungen über den Gesamtnutzwert direkt miteinander verglichen werden.

Diese Eigenschaft des Gesamtnutzwerts soll nun genutzt werden, um die Grundwasserbewirtschaftung auf ihre Nachhaltigkeit hin zu überprüfen und Optimierungspotenziale zu identifizieren. In den folgenden Abschnitten wird dargestellt, wie die Bewirtschaftungsstrategien bewertet werden und wie mit Hilfe von systematischen Modelluntersuchungen eine Verbesserung der Grundwasserbewirtschaftung erreicht werden kann.

4.1 Aufbau eines Prinzipbeispiels

Die nachfolgenden Sensitivitätsuntersuchungen, Analysen und Optimierungen werden anhand eines einfachen stationären Prinzipmodells mit definierten Randbedingungen beschrieben. Das Modellgebiet hat eine Ausdehnung von 1000 · 1000 m, die räumliche Diskretisierung wird mit 20 Spalten und 20 Reihen äquidistant festgelegt, woraus eine Zellengröße von 50 · 50 m folgt.
Die Geländeoberkante, die gleichzeitig die obere Grenze des Grundwasserleiters darstellt, ist leicht hügelig ausgebildet mit Höhen zwischen 105 m im Norden und 95 m im Süden. Die Aquiferbasis fällt von Norden nach Süden gleichmäßig von 95 m bis 85 m ab, so dass der Aquifer eine mittlere Mächtigkeit von ca. 10 m aufweist (Abb. 4.1). Die hydraulische Leitfähigkeit wird mit $5 \cdot 10^{-3}$ m/s im gesamten Modellgebiet vorgegeben.

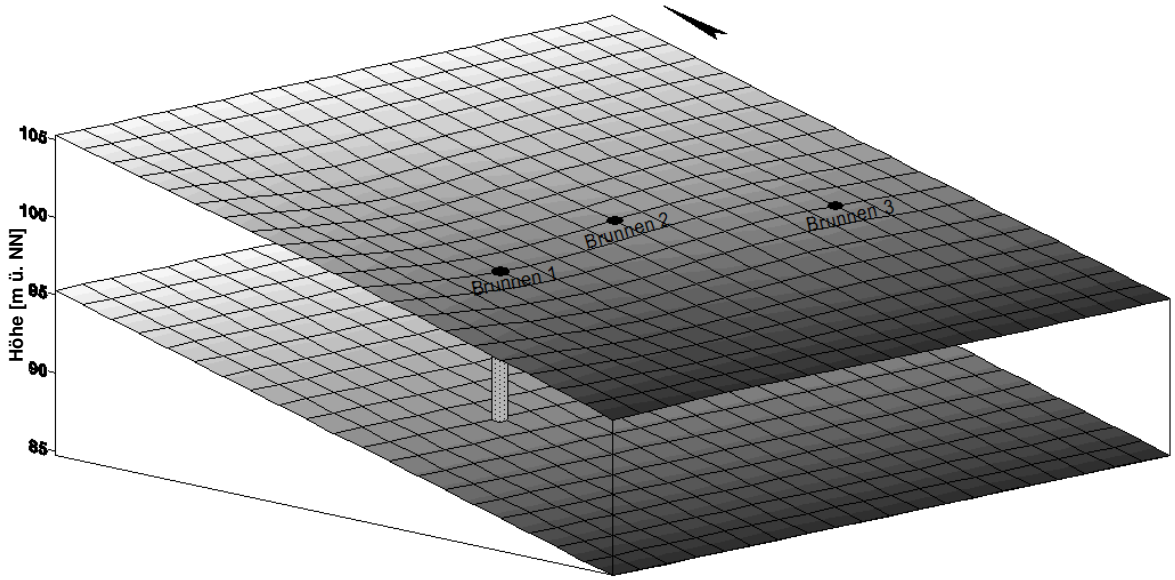


Abb. 4.1: Geländeoberkante und Aquiferbasis des Prinzipmodells

Die Grundwasserverhältnisse sind ungespannt. Das Modellgebiet wird im Norden und Süden von Festpotenzialrändern begrenzt (bei Mittelwasserverhältnissen: h_{oben}=104,20 m, h_{unten}=94,70 m), über die westlichen und östlichen Modellränder strömt kein Wasser. Die Grundwasserneubildung beträgt im Gebiet einheitlich 10^{-8} m/s (315 mm/a).

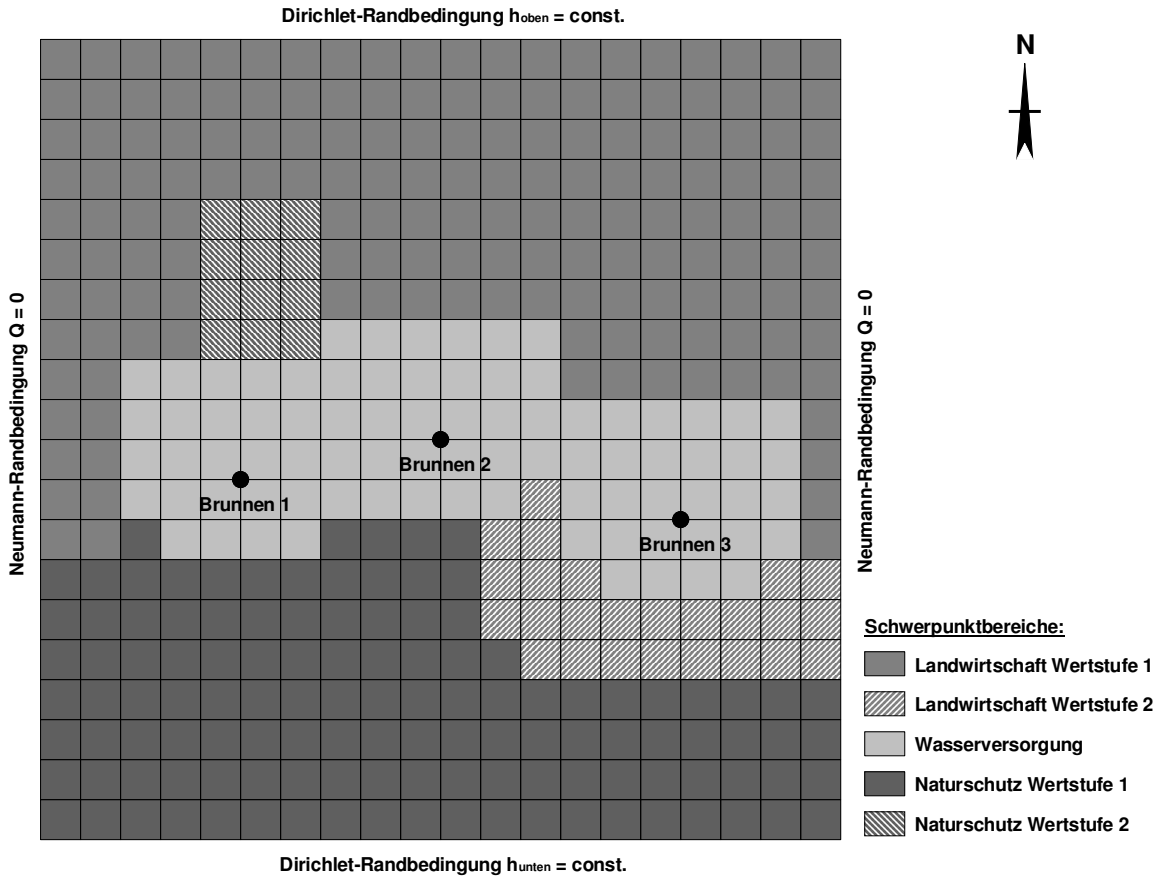


Abb. 4.2: Schwerpunktbereiche des Prinzipbeispiels (Modellgebiet in der Draufsicht)

Die Grundwasserentnahme erfolgt aus drei voneinander unabhängig bewirtschaftbaren Brunnen, die jeweils eine Mindestförderrate von 20 l/s und eine Höchstförderrate von 120 l/s besitzen. Die Rohwässer der Brunnen unterscheiden sich sowohl hinsichtlich der Wasserqualität als auch ihrer spezifischen Kosten (Tab. 4.1). Die entsprechenden Zielfunktionen beziehen sich auf das Mischwasser aus den drei Brunnen und sind an die Rohwasserwerte angepasst (Abb. 4.3).

Tab. 4.1: Wasserqualität und Kosten der Rohwässer in den Brunnen des Prinzipmodells

	Nitrat [mg/l]	**PSM [µg/l]**	**Kosten [Ct/m³]**
Brunnen 1	20	0,01	6,0
Brunnen 2	25	0,02	5,5
Brunnen 3	30	0,01	5,5

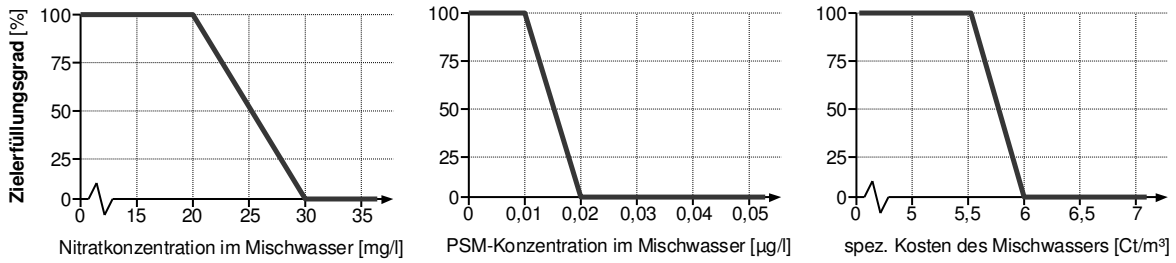


Abb. 4.3: Zielfunktionen der Wassergüte und Kosten des Mischwassers

Die Bewertung des Flurabstands erfolgt für die in Abb. 4.2 dargestellten Schwerpunktbereiche. Die nördlichste und südlichste Reihe der Modellzellen bleiben von der Bewertung ausgeschlossen: Die Nähe der Zellen zu den Festpotenzialrändern bewirken hier Piezometerhöhen, die von den Entnahmen unabhängig sind. Pro Schwerpunktbereich wird eine Zielfunktion für den Flurabstand definiert (Abb. 4.4).

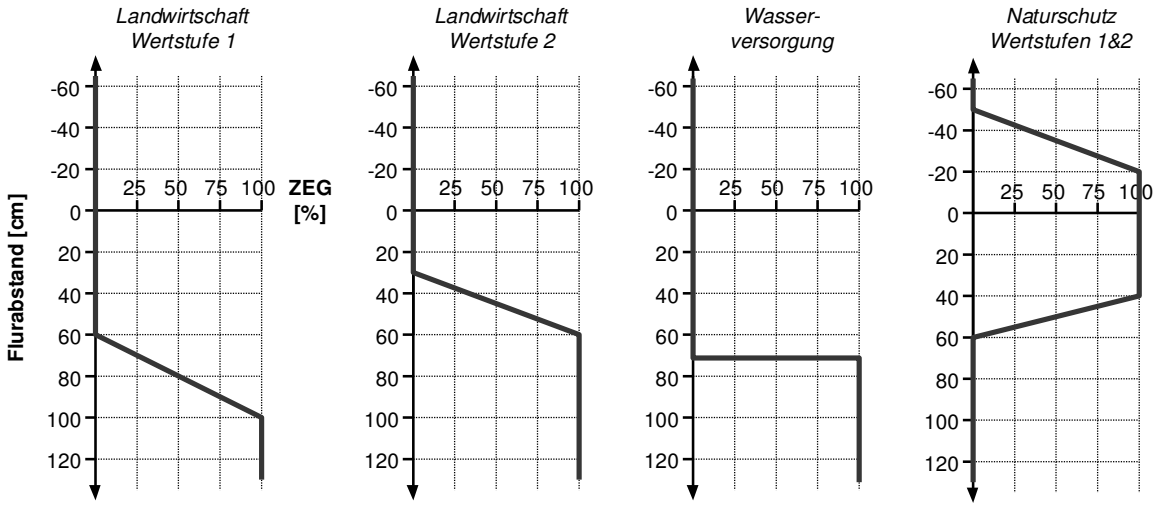


Abb. 4.4: Zielfunktionen für den Flurabstand innerhalb der Schwerpunktbereiche

Der Bewertung der Grundwasserentnahmen aus den drei Brunnen liegt das in Abb. 4.5 dargestellte, im Vergleich zu Abb. 3.19 vereinfachte Zielsystem zugrunde.

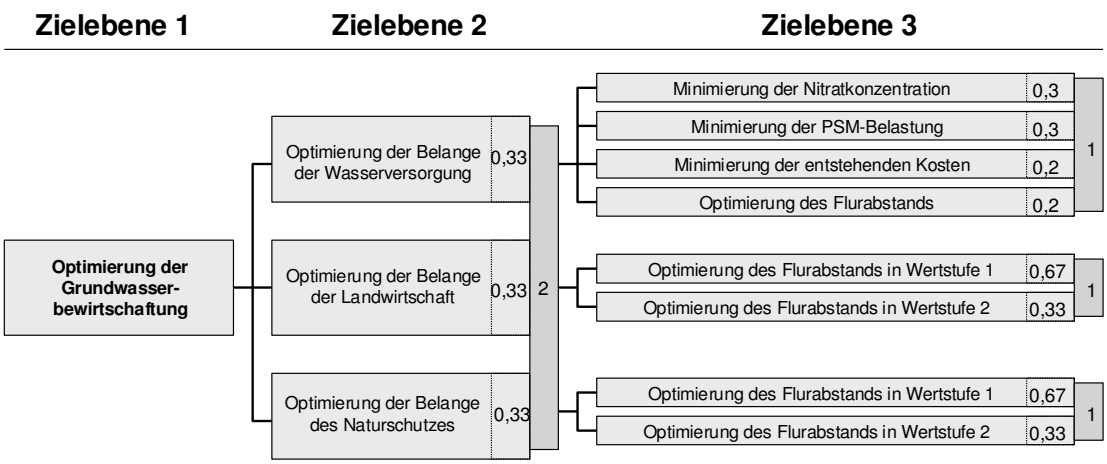


Abb. 4.5: Zielsystem für das Prinzipbeispiel

4.2 Der Bewertungsprozess

Unter dem Bewertungsprozess ist die Ermittlung des Gesamtnutzwerts der untersuchten Entnahmeverteilung zu verstehen (Abb. 4.6). Neben den Förderraten aus den einzelnen Wassergewinnungsanlagen als zentrale Eingangsgrößen sind bei der Berechnung des Gesamtnutzwerts weitere mehr oder weniger zeitabhängige Randbedingungen zu berücksichtigen. Diese wirken sich sowohl auf die Form der Zielfunktionen als auch auf die Zielerträge aus.

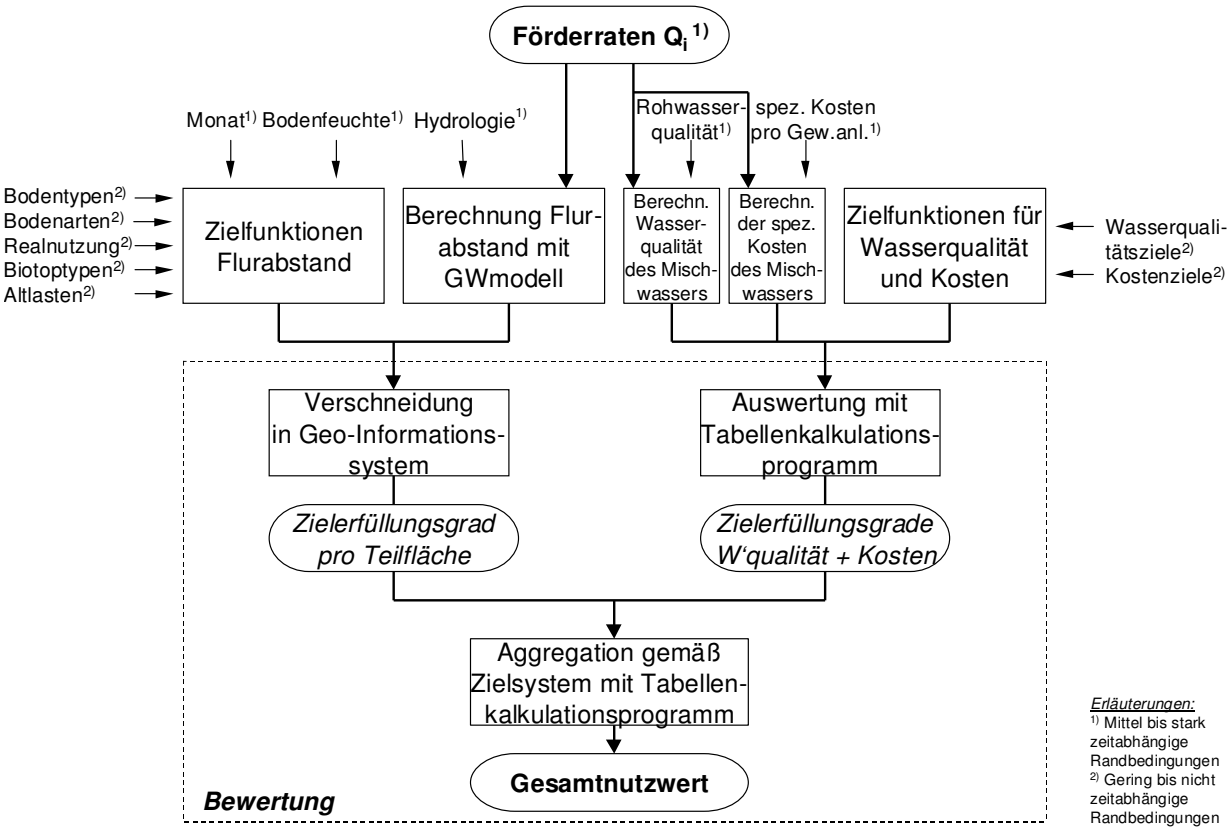


Abb. 4.6: Allgemeines Schema zur Bewertung von Grundwasserentnahmestrategien

Zu Beginn des Bewertungsprozesses muss die Bewirtschaftungsstrategie mit der Gesamtförderrate Q_{ges} und den Förderraten Q_i aus den einzelnen Gewinnungsanlagen festgelegt werden. Die Förderraten stellen zusammen mit den hydrologischen Verhältnissen die Eingangsgrößen für die Berechnungen mit dem Grundwassermodell dar. Gleichzeitig beeinflusst die gewählte Entnahmeverteilung die Wasserqualitätsparameter und die spezifischen Kosten des Mischwassers.

Die Zielerträge werden im nächsten Schritt über die Zielfunktionen in Zielerfüllungsgrade umgerechnet. Die Zielfunktionen für den Flurabstand können sich ebenfalls über die Zeit ändern. Um zu korrekten Bewertungsergebnissen zu kommen, muss daher der Monat bekannt sein, für den die Entnahmeverteilung bewertet wird (zeitliche Variabilität der Zielfunktionen für den Naturschutz). Weiterhin muss der Versorgungsgrad der Böden bekannt sein, da die Zielfunktionen für die Landwirtschaft von der aktuellen Bodenfeuchte abhängen.
Die Überlagerung und Auswertung der Zielfunktionen für den Flurabstand mit den Ergebnissen der numerischen Berechnungen sollte in einem GIS vorgenommen werden. Der Vorteil einer Auswertung im GIS besteht in der räumlich zugeordneten Visualisierung der Zielerfüllungsgrade. Dies dient einerseits der Transparenz der Bewertung, da Karten für Außenstehende leichter verständlich sind als Tabellen, andererseits können die Zielerfüllungsgrade auf ihre Plausibilität hin überprüft werden (vgl. Kap. 4.3.1). Die Auswertung der Bewertungskriterien Wasserqualität und Kosten erfolgt parallel dazu in einem Tabellenkalkulationsprogramm.

Das in Kap. 3.5 dargestellte Zielsystem stellt das Kernstück im Bewertungsprozess dar. Die ermittelten Zielerfüllungsgrade werden hierin nach einem festgelegten Schema zusammengefasst und aggregiert. Die Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren müssen vor Beginn der Bewertung der Bewirtschaftungsalternativen in einem gemeinsamen Konsens zwischen den Nutzergruppen festgelegt werden. Am Ende des Bewertungsprozesses steht der Gesamtnutzwert der untersuchten Bewirtschaftungsstrategie.

Der Bewertungsprozess sei beispielhaft anhand des Prinzipbeispiels für eine vorgegebene Entnahmesituation ($Q_{Brunnen1} = Q_{Brunnen2} = Q_{Brunnen3} = 60$ l/s) bei mittleren hydrologischen Verhältnissen dargestellt. Danach ergibt sich für die Zielerfüllungsgrade des Flurabstands die in Abb. 4.7 dargestellte Verteilung zwischen 0% und 100%. Bezogen auf die verschiedenen Wertstufen innerhalb der Schwerpunktbereiche lassen sich daraus folgende mittlere Zielerfüllungsgrade errechnen (Tab. 4.2):

Tab. 4.2: Mittlere Zielerfüllungsgrade innerhalb der Schwerpunktbereiche/Wertstufen

Schwerpunktbereich / Wertstufe	mittlerer Zielerfüllungsgrad [%]
Landwirtschaft Wertstufe 1	62,5
Landwirtschaft Wertstufe 2	100,0
Wasserversorgung	61,7
Naturschutz Wertstufe 1	24,2
Naturschutz Wertstufe 2	97,8

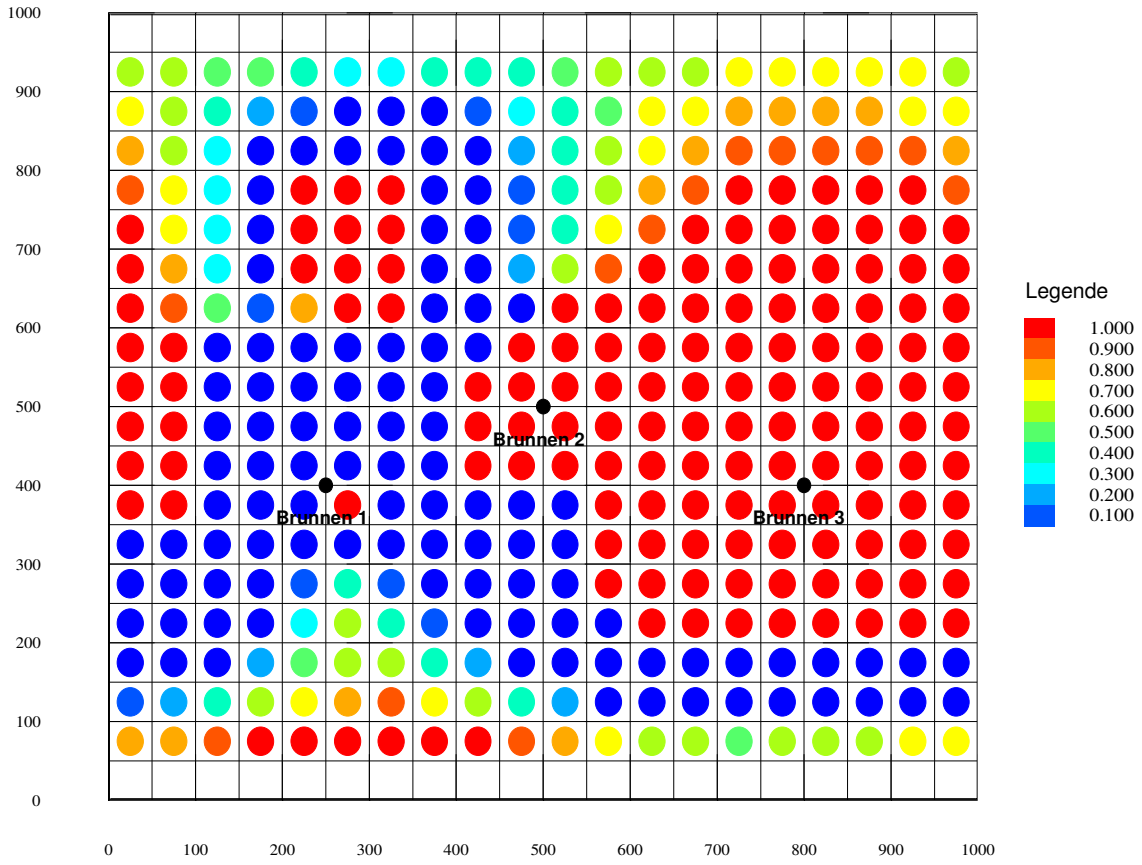


Abb. 4.7: Zielerfüllungsgrade des Flurabstands in den einzelnen Teilflächen

Für die nicht flächenbezogenen Bewertungskriterien der Wasserversorgung ergeben sich ferner folgende Zielerfüllungsgrade:

Tab. 4.3: Zielerfüllungsgrade für die Bewertungskriterien der Wasserversorgung

	Zielerfüllungsgrad [%]
Nitratkonzentration im Mischwasser	50,0
Konzentration Pflanzenschutzmittel im Mischwasser	66,7
Spez. Kosten des Mischwassers	66,7

Die Aggregation erfolgt entsprechend dem in Abb. 4.5 dargestellten Zielsystem des Prinzipbeispiels. Daraus ergeben sich die in Tab. 4.4 aufgeführten Teilnutzwerte und der Gesamtnutzwert für die untersuchte Bewirtschaftungsstrategie.

Tab. 4.4: Teilnutzwerte und Gesamtnutzwert der untersuchten Bewirtschaftungsstrategie

	Teil- / Gesamtnutzwert [%]
Teilnutzwert für die Belange der Wasserversorgung	60,7
Teilnutzwert für die Belange der Landwirtschaft	75,0
Teilnutzwert für die Belange des Naturschutzes	48,7
Gesamtnutzwert	**60,0**

Die untersuchte Entnahmeverteilung wird mit einem Gesamtnutzwert von 60,0% bewertet. Die Aussagekraft dieses Wertes ist jedoch gering, solange ihm nicht die Bewertungen weiterer Entnahmeszenarien gegenübergestellt werden.

4.3 Der Optimierungsprozess

Der Optimierungsprozess ist die Aneinanderreihung mehrerer Bewertungen mit dem Ziel, die Bewirtschaftungsstrategie mit dem höchsten Gesamtnutzwert zu ermitteln. Die Ergebnisse der Bewertungen werden dazu genutzt, die Richtung der optimalen Lösung zu identifizieren.

4.3.1 Beurteilung des Ist-Zustandes

Es ist zweckdienlich, zunächst einen oder mehrere Ist-Zustände zu beurteilen, bevor der Optimierungsprozess begonnen wird. Unter dem Ist-Zustand ist eine reale Bewirtschaftungssituation zu verstehen, wie sie im Wassergewinnungsgebiet typischerweise Anwendung findet. Die Beurteilung des Ist-Zustands dient zwei Zielen:

1. Sie zeigt an, in welchem „Nutzwertbereich“ sich die Bewirtschaftung in der Vergangenheit bewegt hat und
2. die Ergebnisse der Bewertung können auf ihre Plausibilität hin überprüft werden. Besonders hilfreich ist eine visuelle Kontrolle der berechneten Zielerfüllungsgrade für die Teilflächen.

Oftmals existieren bei den Interessensgruppen bereits verbal formulierte Bewertungen der Bedingungen in Teilräumen des Untersuchungsgebiets (z.B. „...in diesem Bereich ist es meistens viel zu nass, in jenem ist es weitgehend in Ordnung...“ u.s.w.). Diese verbalen und natürlich subjektiven Bewertungen können nun mit den Ergebnissen des Bewertungssystems verglichen werden. Stimmen die subjektive und die berechnete Bewertung nicht überein, ist zu ergründen, woher diese Diskrepanz rührt. Fehlerquellen können beispielsweise mangelhafte Datengrundlagen oder Ungenauigkeiten des numerischen Grundwassermodells sein.
Auf der anderen Seite sind auch die subjektiven Bewertungen durch die Interessensgruppen kritisch zu hinterfragen. Diese werden immer aus einem bestimmten Blickwinkel heraus vorgenommen und oft werden auch zeitlich begrenzte Einzelereignisse, die einen bleibenden Eindruck hinterlassen haben wie z.B. Vernässungen oder Trockenrisse verallgemeinert und als generelle Wahrheit formuliert.

4.3.2 Sensitivitätsanalyse

Die Beurteilung des Ist-Zustands liefert einen Gesamtnutzwert, der zunächst noch ohne Zusammenhang im Raum steht. Im weiteren gilt es nun, die Optimierungspotenziale durch weitergehende Untersuchungen aufzudecken und die Bewertung des Ist-Zustands in einen Kontext zu bringen.

Nicht jede Wassergewinnungsanlage hat dieselbe Auswirkung auf das Gesamtsystem. Bei einer Wassergewinnungsanlage, die in einem Bereich liegt, der auch ohne Grundwasserentnahme überwiegend oberflächenferne Grundwasserstände aufweist und die hauptsächlich land- oder wasserwirtschaftliche Schwerpunktbereiche beeinflusst, haben auch höhere Förderraten nur geringe Auswirkungen auf den Gesamtnutzwert. Entnahmen aus Wassergewin-

nungsanlagen, die in der Nähe von Feuchtbiotopen gelegen sind, können hingegen schnell zu einem Rückgang des Gesamtnutzwerts führen.

Um ein Verständnis für die Reaktion des Gesamtsystems auf unterschiedliche Entnahmen zu entwickeln, empfiehlt es sich, die Entnahmen aus einzelnen Wassergewinnungsanlagen mit dem Grundwassermodell näher zu untersuchen. Durch eine systematische Steigerung der Entnahmeraten mit anschließender Bewertung kann ein Zusammenhang zwischen Entnahme und Auswirkung auf das System hergestellt werden. Die übrigen Randbedingungen müssen bei diesen Modellrechnungen konstant gehalten werden.
Die Anzahl der pro Wassergewinnungsanlage sinnvollerweise durchzuführenden Modellrechnungen richtet sich nach den Mindest- und Höchstförderraten (Eckwerte) sowie der gewünschten Aussageschärfe der Ergebnisse. Je geringer die Schrittweiten der Entnahmesteigerung dabei sind, desto besser und genauer lässt sich das Ergebnis interpretieren. Für alle Gewinnungsanlagen sollten zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit in etwa dieselben Schrittweiten gewählt werden.

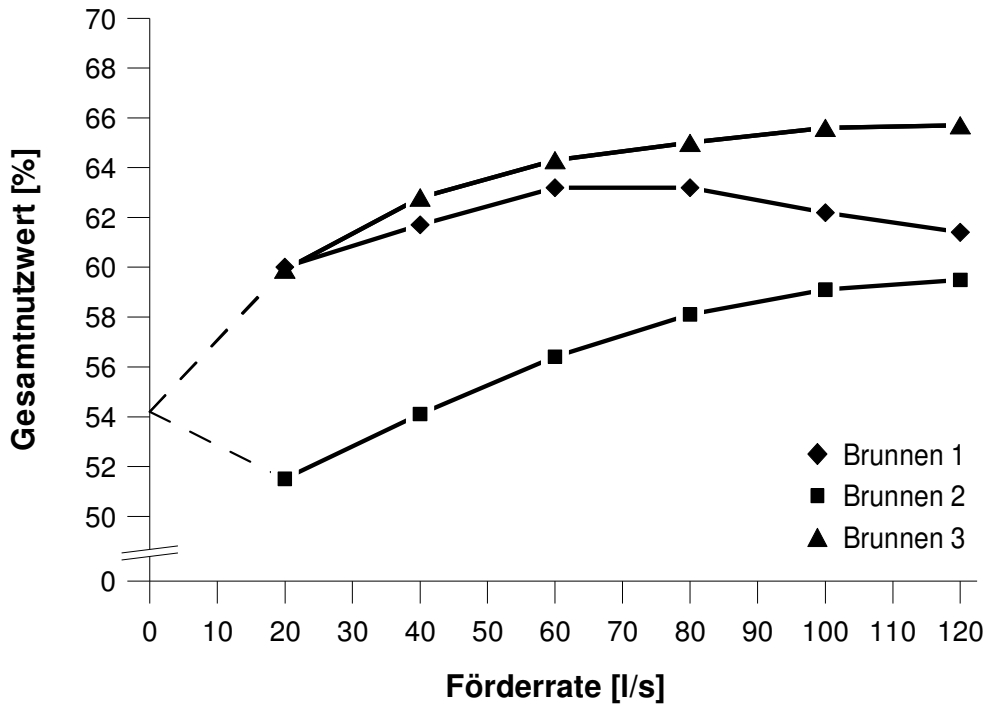


Abb. 4.8: Entwicklung des Gesamtnutzwerts bei Einzelentnahmen (Schrittweite = 20 l/s, Minimalentnahme= 20 l/s, Maximalentnahme = 120 l/s)

Abb. 4.8 demonstriert anhand des Prinzipbeispiels, wie sich der Gesamtnutzwert in Abhängigkeit der Förderraten aus den einzelnen Brunnen entwickelt:

- Durch eine Entnahme aus Brunnen 1 wird der Gesamtnutzwert zunächst positiv beeinflusst. Bei einer Förderrate von 60 – 80 l/s wird das Optimum erreicht. Bei höheren Entnahmen überwiegen die negativen Auswirkungen auf den Naturschutz, so dass der Gesamtnutzwert in diesem Bereich rückläufig ist.

- Die Entnahme aus Brunnen 2 ist zunächst mit einer Verringerung des Gesamtnutzwertes verbunden, die bei einer Förderrate von 20 l/s ihr Minimum besitzt. Höhere Entnahmen führen zu einer gewissen Entspannung. Gesamtnutzwerte wie bei den beiden anderen Brunnen können jedoch bei dieser Wassergewinnungsanlage nicht erreicht werden.
- Die Entnahme aus Brunnen 3 führt von 20 l/s bis 120 l/s zu einer stetigen Verbesserung des Gesamtnutzwerts.

Die Bewertung der Nullentnahme wird in Abb. 4.8 lediglich angedeutet, da ohne Entnahme weder die Kosten noch die Wasserqualität des Mischwassers bewertet werden können. Die Berechnung des Gesamtnutzwerts erfolgt daher für vernachlässigbar kleine Förderraten aus allen drei Brunnen. Hier offenbart sich jedoch deutlich die Tatsache, dass die Gesamtentnahme im Bewertungssystem nicht als Bewertungskriterium zum Zuge kommt: Der Teilnutzwert für die Wasserversorgung liegt mit annähernd 48,3% immer noch vergleichsweise hoch, obwohl eine Nullentnahme für die Wasserversorgung keineswegs akzeptabel ist. Diesem Umstand ist durch die Einführung von Ausschlusswerten für die Gesamtentnahme zu begegnen (vgl. Kap. 3.2.1.5).

Die Ergebnisse in Abb. 4.8 lassen den Schluss zu, dass Gesamtentnahmen bis zu 120 l/s ausschließlich aus dem Brunnen 3 entnommen werden sollten, da sich die Gesamtbedingungen damit deutlich verbessern lassen. Gesamtentnahmen über 120 l/s sind nur möglich, wenn mindestens zwei Brunnen in Betrieb sind (angenommene Maximalentnahme je Brunnen: 120 l/s). Die Ergebnisse der Einzelentnahmen können dann nicht mehr ohne weiteres zur Identifikation einer optimalen Entnahmeverteilung herangezogen werden, da sich die Auswirkungen der einzelnen Entnahmen zunehmend überlagern.

4.3.3 Alternativenvergleich

Mit Hilfe der Sensitivitätsanalyse können grundlegende Erkenntnisse über die Reaktion des Gesamtsystems auf Entnahmen aus einzelnen Wassergewinnungsanlagen gewonnen werden. Abb. 4.8 verdeutlicht, welche Einzelentnahmen zu einer Verbesserung bzw. einer Verschlechterung der Gesamtsituation führen. Im folgenden soll nun dargestellt werden, wie sich auch für höhere Gesamtentnahmen verbesserte Entnahmeverteilungen z.B. gegenüber dem Ist-Zustand identifizieren lassen.

Dazu wird ein Set mit möglichen Entnahmeverteilungen für die vorgegebene Gesamtentnahme entworfen, mit dessen Hilfe abgeschätzt werden kann, welche Entnahmeverteilung dem Optimum nahe kommt. Wiederum anhand des Prinzipbeispiels wird eine Gesamtentnahme von 200 l/s aus drei Brunnen untersucht. Mit den Eckwerten Mindestentnahme pro Brunnen (20 l/s) und Maximalentnahme (120 l/s) werden insgesamt 27 Entnahmestrategien entworfen. Für die Schrittweiten der Entnahmesteigerungen aus den einzelnen Brunnen werden wiederum 20 l/s angesetzt. Die Entnahmestrategien werden nacheinander bewertet und ihre Gesamtnutzwerte berechnet (Tab. 4.5).

Tab. 4.5: Untersuchte Entnahmeverteilungen für eine Gesamtentnahme von 200 l/s

Alternative	Entnahme aus Brunnen 1 [l/s]	Entnahme aus Brunnen 2 [l/s]	Entnahme aus Brunnen 3 [l/s]	Gesamtnutzwert [%]
1	20	60	120	**62,4**
2	20	80	100	**61,2**
3	20	100	80	**59,8**
4	20	120	60	**58,0**
5	40	40	120	**61,7**
6	40	60	100	**60,8**
7	40	80	80	**59,5**
8	40	100	60	**58,2**
9	40	120	40	**56,2**
10	60	20	120	**61,3**
11	60	40	100	**60,2**
12	60	60	80	**59,6**
13	60	80	60	**58,2**
14	60	100	40	**56,8**
15	60	120	20	**55,0**
16	80	20	100	**60,2**
17	80	40	80	**59,7**
18	80	60	60	**58,4**
19	80	80	40	**56,9**
20	80	100	20	**55,4**
21	100	20	80	**59,8**
22	100	40	60	**58,7**
23	100	60	40	**57,1**
24	100	80	20	**55,8**
25	120	20	60	**58,9**
26	120	40	40	**57,3**
27	120	60	20	**56,1**

Tab. 4.5 identifiziert die Alternative 1 als beste Entnahmestrategie mit dem größten Gesamtnutzwert des Sets. Je nachdem, welche Entnahmeverteilung gewählt wird, ergibt sich ein Gesamtnutzwert zwischen 55,0% und 62,4%, d.h. der Gesamtnutzwert lässt sich durch eine optimierte Entnahmeverteilung um bis zu 7,4 Prozentpunkte verbessern.
Analog lassen sich die besten Entnahmeverteilungen für weitere Gesamtförderraten ermitteln (Tab. 4.6).

Tab. 4.6: Entnahmeverteilungen mit maximalem Gesamtnutzwert für verschiedene Gesamtentnahmen

Gesamtentnahme [l/s]	Entnahme aus Brunnen 1 [l/s]	Entnahme aus Brunnen 2 [l/s]	Entnahme aus Brunnen 3 [l/s]	Gesamtnutzwert [%]
60	20	20	20	**62,1**
80	20	20	40	**64,0**
100	20	20	60	**64,7**
120	20	20	80	**64,9**
140	20	20	100	**64,9**
160	20	20	120	**64,9**
180	20	40	120	**63,6**
200	20	60	120	**62,4**
220	20	80	120	**60,4**
240	100	20	120	**57,9**
260	120	20	120	**55,4**
280	120	40	120	**52,7**
300	120	60	120	**50,0**
320	120	80	120	**47,3**
340	120	100	120	**44,5**
360	120	120	120	**42,5**

Werden die Gesamtnutzwerte grafisch über der Gesamtförderrate aufgetragen, ergibt sich ein Bild, wie sich die Bedingungen im Untersuchungsgebiet unter einer verbesserten Entnahmestrategie verändern (Abb. 4.9). Danach ist eine Gesamtentnahme von 120 l/s – 160 l/s optimal im Sinne einer möglichst nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung. Bei höheren Gesamtentnahmen fällt der Gesamtnutzwert kontinuierlich ab.

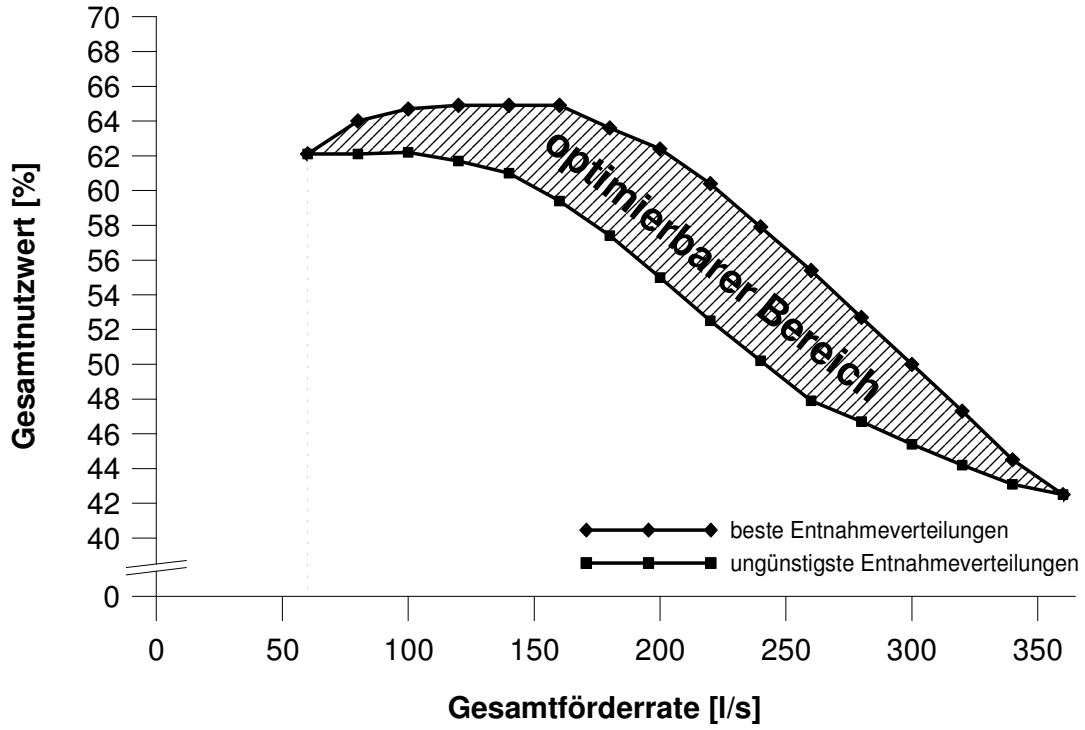


Abb. 4.9: Gesamtnutzwerte der jeweils besten und schlechtesten Entnahmeverteilungen

In Abb. 4.9 sind auch die jeweils geringsten Gesamtnutzwerte pro Gesamtentnahme dargestellt. Der Verlauf dieser Kurve macht deutlich, dass bei einer schlechten Entnahmeverteilung im besten Fall nur 100 l/s entnommen werden dürfen. Eine gut ausgewählte Entnahmeverteilung ermöglicht somit eine um 60 l/s höhere Gesamtförderrate, die gleichzeitig mit einem höheren Gesamtnutzen für das untersuchte System verbunden ist.

Abb. 4.9 verdeutlicht, dass bei einer gegebenen Landnutzung und festgelegten Brunnenstandorten eine Gesamtförderrate mit maximalem Gesamtnutzwert existiert ($Q_{ges,opt}$). Diese Gesamtförderrate stellt für das untersuchte Gebiet die optimale Gesamtentnahme im Sinne einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung unter vorgegebenen Randbedingungen dar. Es muss daher das Ziel des Wasserversorgungsunternehmens sein, dem Grundwassersystem diese Gesamtförderrate zu entnehmen, um so die Konflikte zwischen den Nutzergruppen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz bestmöglich zu minimieren.
Da der Wasserversorger bei seiner Wasserbereitstellung jedoch an den Trinkwasserbedarf gebunden ist, kann es sein, dass die tatsächlich notwendige Gesamtförderrate über oder unter der optimalen liegt. In diesem Fall sollte überprüft werden, ob die optimale Gesamtförderrate durch weitergehende wasserwirtschaftliche Maßnahmen erreicht werden kann:

1. Die tatsächliche Gesamtförderrate ist höher als $Q_{ges,opt}$: Ausweichmöglichkeiten suchen (z.B. Erschließung eines weiteren Wassergewinnungsstandorts, Entnahme von Oberflächenwasser, Fremdwasserbezug)
2. Die tatsächliche Gesamtförderrate ist geringer als $Q_{ges,opt}$: Weitere Abnehmer anschließen (z.B. Aufbau einer Gruppenwasserversorgung, Einspeisung in fremdes Verteilungsnetz)

Wenn diese Möglichkeiten nicht in Betracht gezogen werden können, muss die Entnahmeverteilung für die tatsächliche Gesamtförderrate optimiert werden. Der Gesamtnutzwert ist dann aber in jedem Fall geringer als bei $Q_{ges,opt}$. Die Optimierung einer vorgegebenen Gesamtförderrate bei gegebener Landnutzung und feststehenden Brunnenstandorten bietet insgesamt nur noch ein vergleichsweise geringes Optimierungspotenzial (vgl. Kap. 3.4).

Es ist nicht auszuschließen, dass sich durch eine weitere Modifikation der Entnahmeverteilungen höhere Gesamtnutzwerte als die in Tab. 4.5 dargestellten ergeben können, da zunächst nur ein vorgegebenes Set an Entnahmeverteilungen analysiert wurde. Das Set erlaubt jedoch eine erste Abschätzung, wie die jeweils optimale Bewirtschaftungsstrategie aussieht. Es ist nun möglich, ausgehend von der Entnahmeverteilung mit dem maximalen Gesamtnutzwert des Sets, sich iterativ der optimalen Entnahmeverteilung mit dem höchsten Gesamtnutzwert bei einer vorgegebenen Gesamtentnahme anzunähern. Dies kann beispielsweise dadurch geschehen, dass ein weiteres, feiner aufgelöstes Set mit Entnahmeverteilungen entworfen wird, welche sich rund um die beste Entnahmeverteilung aus dem vorigen Schritt gruppieren. Diese Verfeinerung wird solange wiederholt, bis sich der maximale Gesamtnutzwert nicht mehr ändert. Die gefundene Entnahmeverteilung mit dem größten Gesamtnutzwert ist dann die optimale Bewirtschaftungsstrategie für eine vorgegebene Gesamtentnahme unter definierten Randbedingungen.

Diese iterative Vorgehensweise ist zielführend, jedoch vergleichsweise aufwändig, vor allem dann, wenn mehrere Wassergewinnungsanlagen vorhanden sind, die zudem große Spannweiten bei den Förderraten aufweisen. Komplexe Grundwassermodelle können außerdem lange Berechnungszeiten aufweisen, so dass die beschriebene Methodik einen unverhältnismäßig hohen Zeitaufwand erfordert. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, den Optimierungsprozess zu automatisieren und die optimalen Entnahmeverteilungen mittels eines „intelligenten" Schätzprogramms zu ermitteln. Dazu wird im weiteren eine von KOPP (2003) im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten" entwickelte Software eingesetzt, die auf dem Programm PEST (Parameter ESTimation; DOHERTY, 2002) beruht. Das vorgestellte Bewertungssystem wurde in den PEST-Algorithmus integriert, so dass die optimalen Entnahmeverteilungen schnell und robust ermittelt werden können (KOPP, 2003).

4.3.4 Optimierung mittels nicht-linearer Parameterschätzung

PEST (Parameter ESTimation) ist eine von DOHERTY entwickelte Software, mit deren Hilfe Modellparameter (z.B. hydraulische Leitfähigkeit k_f) mittels nicht-linearer Parameterschätzung bestmöglich abgeschätzt werden können. Dabei werden die von einem Modell berechneten Größen (z.B. Piezometerhöhen h) mit den in der Natur gemessenen Größen verglichen und der zu optimierende Parameter so lange variiert, bis die Differenzen zwischen den berechneten und gemessenen Größen minimal werden. Dazu wird eine Gütefunktion gewählt (in PEST: objective function Φ), die ein Maß für die Übereinstimmung dieser Größen darstellt. Kleine Werte der Gütefunktion beschreiben eine gute Übereinstimmung von berechneten und gemessenen Größen (KOPP, 2003). Auf die mathematischen Grundlagen der nicht-linearen Parameterschätzung nach der Gauss-Marquardt-Levenberg Methode soll an dieser Stelle nicht eingegangen werden. Diese werden ausführlich in MARQUARDT (1963), KOCH (1988) und DOHERTY (2002) beschrieben.

Die objective function Φ ist in PEST als Summe der quadrierten Abweichungen zwischen den Berechnungs- und Beobachtungswerten definiert. Ziel der Optimierung ist es, Φ zu minimieren. KOPP (2003) implementiert die Berechnungsvorschrift des Composite Programming in den PEST-Optimierungsalgorithmus. Danach ergibt sich die objective function zu:

$$\Phi = \sum_i \left[Gewicht_i^* \cdot \left(1 - ZEG_i^*\right)\right]^2 \qquad (4.1)$$

mit:

$Gewicht_i^*$	= Gewichtung des Bewertungskriteriums i in PEST
ZEG_i^*	= Zielerfüllungsgrad des Bewertungskriteriums i in PEST
i	= Index des Bewertungskriteriums i

Da Composite Programming und PEST unterschiedliche Berechnungsverfahren nutzen und verschiedene Zielsetzungen bezüglich der Optimierung haben (Composite Programming: Maximierung des Gesamtnutzwerts; PEST: Minimierung der objective function) müssen die Gewichtungen und die Zielerfüllungsgrade für ihre Anwendung in PEST angepasst werden. Dies geschieht mittels der beiden Gleichungen:

$$Gewichte_i^* = \sqrt{Gewichte_i} \tag{4.2}$$

$$ZEG_i^* = 1 - \sqrt{(1 - ZEG_i)} \tag{4.3}$$

mit:
$Gewichte_i$ = auf das einzelne Bewertungskriterium i bezogener Gewichtungsfaktor
ZEG_i = Zielerfüllungsgrad des Bewertungskriteriums

Die weiteren theoretischen und mathematischen Grundlagen zur Implementierung von Composite Programming in PEST sind detailliert in HAAKH et al. (2004) dargelegt. Das erstellte System wird in den folgenden Kapiteln zur Optimierung bei vorgegebener und freier Gesamtentnahme eingesetzt.

4.4 Sensitivität des Gesamtnutzwerts

4.4.1 Wirkungsweise der Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren

Die Anwendung von Composite Programming erfordert die Festlegung von Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren im Zielsystem, bevor mit der Bewertung und Optimierung begonnen werden kann. Mit den Gewichtungsfaktoren wird eine unterschiedlich starke Gewichtung der Kriterien innerhalb einer funktionellen Gruppe erreicht; mit dem Kompensationsfaktor lässt sich die Kompensierbarkeit der Teilziele untereinander einschränken.

4.4.1.1 Sensitivität des Gesamtnutzwerts auf unterschiedliche Gewichtungsfaktoren

Abb. 4.10 zeigt anhand einer Bewertung aus dem Prinzipbeispiel ($Q_{Brunnen1}$ = $Q_{Brunnen2}$ = $Q_{Brunnen3}$ = 100 l/s) die Auswirkung unterschiedlicher Verteilungen der Gewichtungsfaktoren zwischen den Gruppen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz auf den Gesamtnutzwert (Ebene 2 in Abb. 4.5, p = 2). Je nachdem, welche Verteilung gewählt wird, ergibt sich für ein und dieselbe Förderstrategie ein Gesamtnutzwert zwischen 17,4% und 84,8%. Die resultierende Oberfläche ist nicht planar, sondern konkav gewölbt, ein Resultat des Kompensationsfaktors in Composite Programming.

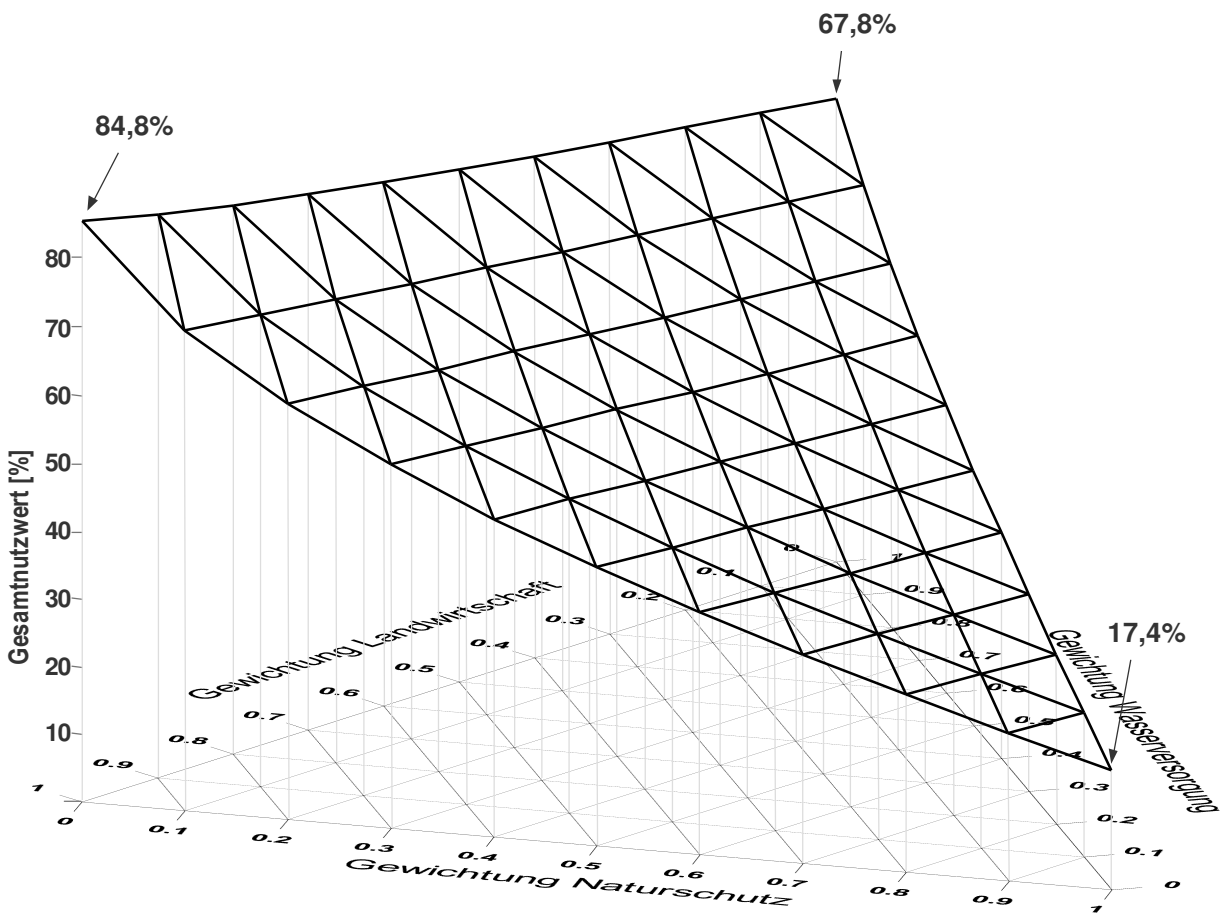


Abb. 4.10: Sensitivität des Gesamtnutzwerts auf die Variation der Gewichtungsfaktoren der Zielebene 2 (Kompensationsfaktor p=2)

Eine Gewichtung der drei Nutzer zu je einem Drittel scheint zunächst am ehesten dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung für das Gesamtgebiet zu entsprechen (HORSCH et al., 2001). Eine davon abweichende Verteilung der Gewichte kann jedoch zielführend sein, wenn beispielsweise ein Nutzer wesentlich weniger Platz im Gesamtgebiet einnimmt als die anderen. Dennoch darf die räumliche Verteilung allein kein Kriterium für die Festlegung der Gewichtungsfaktoren auf der Zielebene 2 sein, da die Wasserversorgung nicht notwendigerweise Ansprüche an die Fläche haben muss. Die Gewichtungsfaktoren sind ein Maß für die Bedeutung eines Kriteriums innerhalb einer funktionellen Gruppe und nicht für dessen Flächeninanspruchnahme.

Eine wichtige gesetzliche Grundlage für die Festlegung von Gewichtungsfaktoren stellen die Regionalen Raumordnungspläne (Regionalpläne) dar. Sie sind für das gesamte Bundesgebiet nahezu flächendeckend verfügbar und weisen sog. Vorranggebiete und Vorsorgegebiete (nicht zu verwechseln mit den Schwerpunktbereichen aus Kap. 3.4) z.B. für die Trinkwasserversorgung, den Naturschutz und die Landwirtschaft aus (BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG, 2001). Mit der Ausweisung der Vorrangbereiche werden rechtlich verbindlich Gebiete festgelegt, in denen bestimmte Nutzungen den Vorrang vor anderen haben. Da die Regionalpläne bereits auf eine nachhaltige Raumentwicklung im regionalen

Kontext ausgerichtet sind, rechtfertigen sie eine Verschiebung der Gewichtungen zugunsten eines Nutzers.

Ein Verhältnis von 3:1 zwischen der höchsten und der niedrigsten Gewichtung sollte im Hinblick auf die angestrebte nachhaltige Lösung nicht überschritten werden, da hiermit bereits die Aussage verbunden ist, dass die Belange eines Nutzers dreimal so wichtig sind wie die eines anderen. Letztlich müssen die Gewichtungsfaktoren der Zielebene 2 aber in einem gemeinsamen Dialog unter Beteiligung aller Gruppen festgelegt werden, da nur dadurch die Akzeptanz des Bewertungssystems gesichert ist.

4.4.1.2 Sensitivität des Gesamtnutzwerts auf unterschiedliche Kompensationsfaktoren

Auch der Kompensationsfaktor wirkt sich stark auf den Gesamtnutzwert aus. In Abb. 4.11 wurden aus dem obigen Beispiel vier Gewichtungsverteilungen ausgewählt und der Kompensationsfaktor auf der Zielebene 2 von p = 1 bis p = 10 variiert. Dabei fällt zunächst auf, dass die Kurven nicht parallel verlaufen. Die Verteilung der Gewichtungsfaktoren und die Größe des Kompensationsfaktors beeinflussen somit bei ein und derselben untersuchten Alternative unabhängig voneinander das Gesamtergebnis.

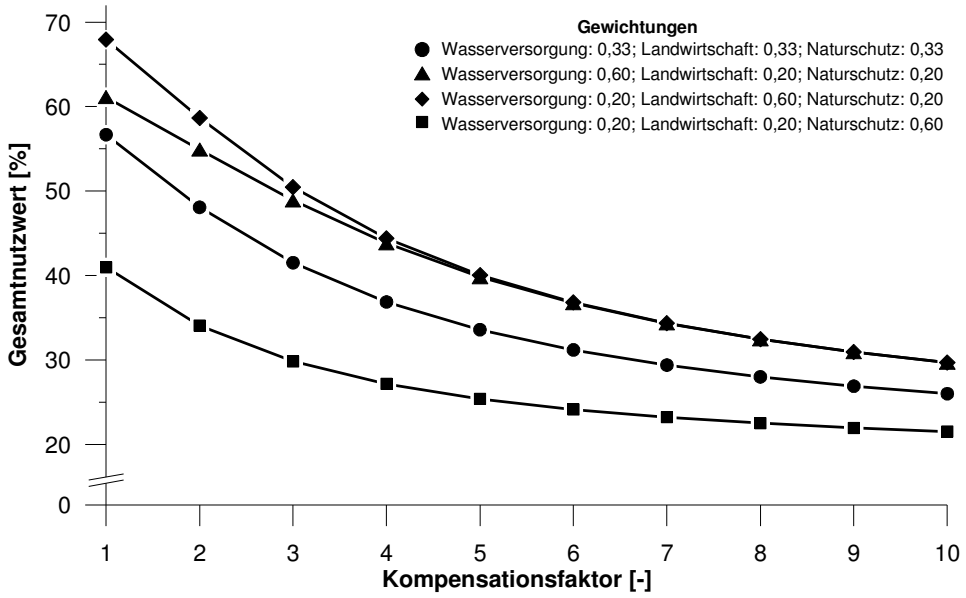


Abb. 4.11: Sensitivität des Gesamtnutzwerts auf die Variation des Kompensationsfaktors auf der Zielebene 2

Die Abbildung verdeutlicht außerdem, dass sich die Gesamtbewertungen mit größer werdendem Kompensationsfaktor einander annähern. Im Fall der beiden Gewichtungsverteilungen WV=0,6 / LW=0,2 / NS=0,2 und WV=0,2 / LW=0,6 / NS=0,2 stimmen die Gesamtnutzwerte ab p = 5 überein, obwohl die Wasserversorgung gegenüber der Landwirtschaft einen um 17 Prozentpunkte höheren Teilnutzwert besitzt (vgl. Abb. 4.10). Die Gewichtungsfaktoren verlieren bei großen Kompensationsfaktoren zunehmend an Bedeutung und der Gesamtnutzwert reagiert in zunehmendem Maße weniger sensitiv auf Veränderungen der Teilnutzwerte. Für $p \rightarrow \infty$ strebt der Gesamtnutzwert in allen Fällen gegen 17,4%, dem kleinsten der drei Teilnutzwerte.

4.4.1.3 Zusammenspiel von Gewichtungs- und Kompensationsfaktor

Nicht nur der Gesamtnutzwert selbst hängt in entscheidendem Maße von den beiden Faktoren ab, auch die Rangfolge bei der Bewertung mehrerer Alternativen verändert sich in Abhängigkeit von den Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren. Im folgenden Beispiel werden sieben fiktive Alternativen mit drei vorgegebenen Zielerfüllungsgraden bewertet (Tab. 4.7). Der Kompensationsfaktor wird für vier Gewichtungsverteilungen jeweils von p = 1 bis p = 10 variiert. In den Abb. 4.12 bis Abb. 4.15 ist dargestellt, welche Alternative welchen Platz in der Rangfolge einnimmt.

Tab. 4.7: Vorgabe von Zielerfüllungsgraden für sieben festgelegte Alternativen und Gewichtungsverteilungen

	Alt. 1	**Alt. 2**	**Alt. 3**	**Alt. 4**	**Alt. 5**	**Alt. 6**	**Alt. 7**
Zielerfüllungsgrad Kriterium 1	50 %	75 %	25 %	100 %	100 %	0 %	0 %
Zielerfüllungsgrad Kriterium 2	50 %	50 %	50 %	50 %	0 %	50 %	0 %
Zielerfüllungsgrad Kriterium 3	50 %	25 %	75 %	0 %	0 %	100 %	100 %

	Verteilung 1	**Verteilung 2**	**Verteilung 3**	**Verteilung 4**
Gewichtung Kriterium 1	0,57	0,70	0,80	0,33
Gewichtung Kriterium 2	0,29	0,20	0,10	0,33
Gewichtung Kriterium 3	0,14	0,10	0,10	0,33

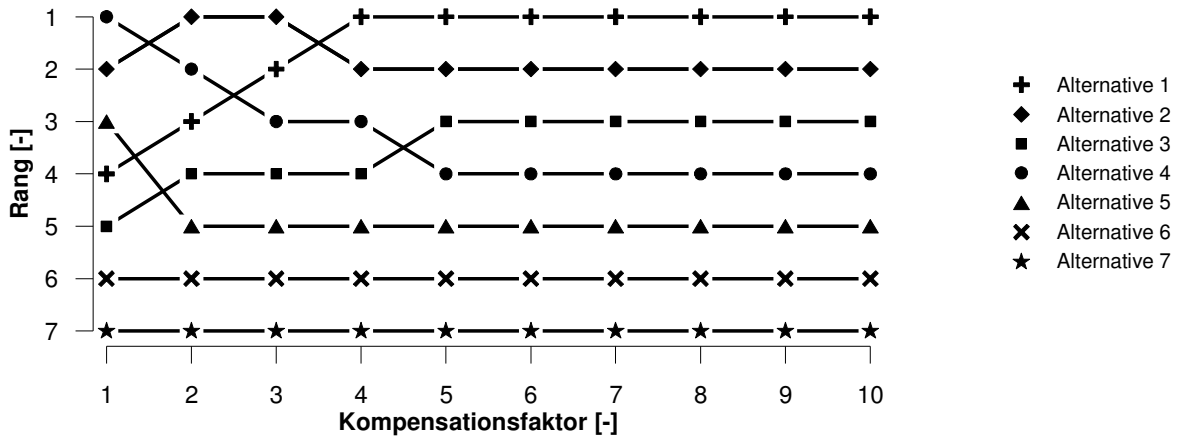


Abb. 4.12: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 1 nach Tab. 4.7

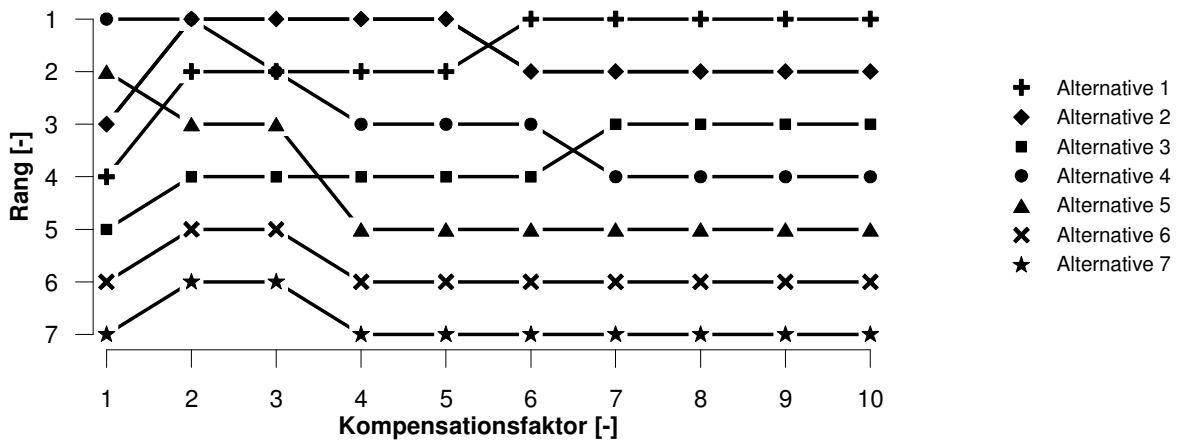


Abb. 4.13: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 2 nach Tab. 4.7

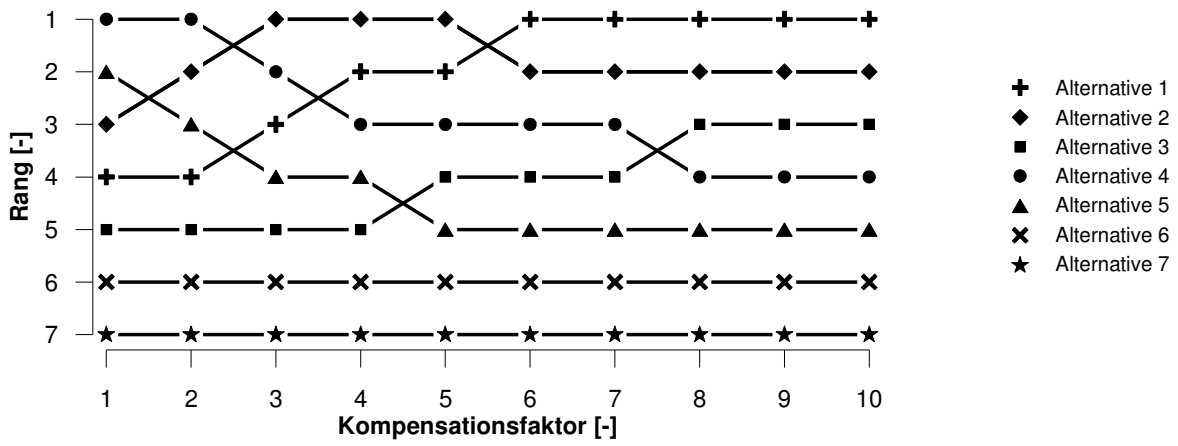


Abb. 4.14: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 3 nach Tab. 4.7

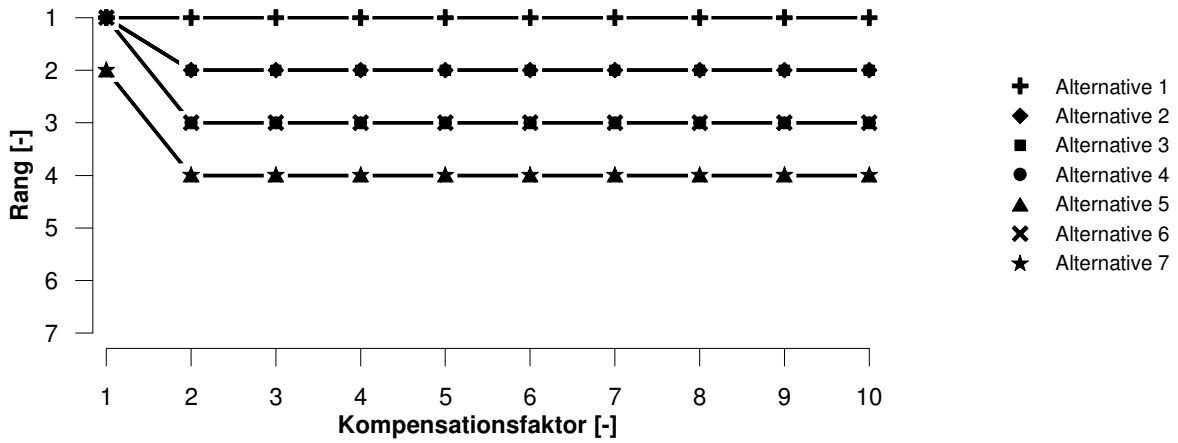


Abb. 4.15: Veränderung der Rangfolge der Alternativen bei Gewichtungsverteilung 4 nach Tab. 4.7

Die Abbildungen zeigen, dass der Kompensationsfaktor die Gewichtungsfaktoren zunehmend dominiert und die ausgeglichene Alternative 1 selbst bei der relativ einseitigen Gewichtungsverteilung 3 ab p = 6 bevorzugt wird. Sind die Gewichtungsfaktoren nicht gleichverteilt (Abb. 4.12 bis Abb. 4.14), so nehmen alle Beispiele bei hohen Kompensationsfaktoren dieselbe Rangfolge an. Sind die Gewichtungsfaktoren gleichmäßig verteilt (Abb. 4.15), werden die Alternativen 2 und 3, 4 und 6 sowie 5 und 7 jeweils gleich bewertet. Der ausgeglichenen Alternative 1 wird hierbei bereits ab p = 2 der Vorzug vor allen anderen Alternativen gegeben.

Die Abbildungen verdeutlichen den Einfluss der Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren auf das Ergebnis des Bewertungsprozesses. Sie müssen im Vorfeld der Optimierungen im Rahmen einer gemeinsamen Konsensfindung zwischen den Nutzergruppen festgelegt werden. Werden innerhalb der funktionellen Gruppen für die einzelnen Indikatoren jeweils möglichst hohe Teilnutzwerte angestrebt und ist eine Kompromissfindung zwischen diesen Indikatoren nicht notwendig, so ist ein Kompensationsfaktor p = 1 für diese Gruppen anzuwenden. Dies gilt beispielsweise für die Optimierung der Kriterien auf den Zielebenen 3 und 4 des Zielsystems in Abb. 3.19.

Bei hohen Kompensationsfaktoren gehen nicht ausgeglichene Alternativen mit einem Rückgang des Nutzwerts einher – sie stellen „schlechte Kompromisse“ dar. Je höher der Kompensationsfaktor dabei ist, desto stärker wird die Gesamtbewertung in Richtung der schlechtesten Einzelbewertung verschoben. Um Nutzenverluste bei einem Teilziel auszugleichen, müssen die anderen Teilziele zunehmend höhere Nutzenzuwächse aufweisen. Bei hohen Kompensationsfaktoren steht folglich die Kompromissfindung im Vordergrund.
Betrachtet man sich die Zielebene 2 in Abb. 3.19, so hat der Kompensationsfaktor etwas damit zu tun, wie sehr die Parteien sich gegenseitig Nutzenverbesserungen zubilligen, um zu einem maximalen Gesamtnutzwert für das Gesamtsystem zu kommen. Falls die drei Gruppen untereinander Verständnis für die Belange des Anderen haben (Nachhaltigkeit!) und bereit sind, für deutliche Verbesserungen bei den anderen Nutzern geringfügige Verschlechterungen bei sich selbst in Kauf zu nehmen, dann wird ein Kompensationsfaktor von $2 \leq p \leq 4$ auf der Zielebene 2 vorgeschlagen. Wird ein Kompensationsfaktor $p > 4$ gewählt, dann besitzen die Gewichtungsfaktoren nur noch einen sehr geringen bis gar keinen Einfluss mehr auf das Gesamtergebnis. Eine Diskussion um die Gewichtungsfaktoren ist dann irrelevant. Die folgende Tabelle soll die Bedeutung des Kompensationsfaktors noch einmal verdeutlichen und eine Hilfestellung für dessen Festlegung bieten.

Tab. 4.8: Bedeutung und praktische Auswirkungen des Kompensationsfaktors in Abb. 3.19

Kompensationsfaktor	Bedeutung
$p = 1$	• vollkommene Kompensierbarkeit zwischen den Kriterien einer funktionellen Gruppe • Gewichtungsfaktoren bestimmen die Gesamtbewertung • für die Kriterien auf den Zielebenen 3 und 4 bevorzugt anzuwenden
$p = 2$	• eingeschränkte Kompensierbarkeit • auf Zielebene 2: hohes Maß an Verständnis für die Belange der anderen Nutzer
$p = 3$	• mittlere Kompensierbarkeit • auf Zielebene 2: mittleres Maß an Verständnis für die Belange der anderen Nutzer
$p = 4$	• geringe Kompensierbarkeit • auf Zielebene 2: geringes Maß an Verständnis für die Belange der anderen Nutzer
$p > 4$	• sehr geringe bis keine Kompensierbarkeit • Einfluss des Kompensationsfaktors dominiert die Gesamtbewertung, Gewichtungsfaktoren werden praktisch bedeutungslos • von einer Verwendung im Zielsystem ist abzuraten

Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren wirken sich in entscheidendem Maße auf den Gesamtnutzwert sowie die Rangfolge der Alternativen aus. Sie müssen im Vorfeld der Optimierung gemeinsam von allen Nutzergruppen festgelegt werden. Da die Bedeutung des Kompensationsfaktors für Laien oftmals schwer nachvollziehbar ist, kann es u.U. sinnvoll sein, zunächst Bandbreiten festzulegen, um den Nutzern die Wirkung anhand konkreter Bewertungs- und Optimierungsergebnisse aufzuzeigen. Für die Optimierungsrechnungen müssen sich die Beteiligten dann jedoch festlegen, welche Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren im Zielsystem verwendet werden sollen. Die in den vorangegangenen Absätzen gewonnenen Erkenntnisse sind in Tab. 4.9 nochmals zusammengefasst.

Tab. 4.9: Empfehlungen für den Umgang mit Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren im Zielsystem

	Zielebene 2	**Zielebenen 3 & 4**
Gewichtungsfaktoren	• in gemeinsamem Konsens zwischen allen drei Nutzergruppen festzulegen • $\frac{\text{höchste Gewichtung}}{\text{kleinste Gewichtung}} \leq 3$	• Festlegung durch die einzelnen Nutzergruppen entsprechend ihrer Präferenz
Kompensationsfaktoren	• in gemeinsamem Konsens zwischen allen drei Nutzergruppen festzulegen • $2 \leq p \leq 4$ gem. Tab. 4.8	• Festlegung durch die einzelnen Nutzergruppen • in der Regel: $p = 1$

4.4.2 Bedeutung der Schwerpunktbereiche für das Optimierungsergebnis

Durch die Landnutzung wird das Verteilungsmuster der Zielfunktionen für den Flurabstand im Gebiet vorgegeben. Damit steht zu vermuten, dass die Landnutzung selbst das Optimierungsergebnis beeinflusst. Bislang wurde im Prinzipbeispiel davon ausgegangen, dass das Untersuchungsgebiet in Schwerpunktbereiche unterteilt werden kann, die die hydraulischen Gesichtspunkte (Flurabstände, Absenkungsverhalten) zumindest grob berücksichtigen. Können sich die beteiligten Nutzer jedoch nicht auf solche Schwerpunktbereiche einigen, muss die Optimierung für die vorgegebene Landnutzung durchgeführt werden. Typischerweise orientiert sich die tatsächliche Landnutzung zwar an den Gegebenheiten im Raum, verschiedene Einflüsse können aber dazu führen, dass im Gebiet auch nicht standortangepasste Teilflächen zu finden sind (z.B. landwirtschaftliche Nutzflächen in Feuchtbereichen).

Der Einfluss der Landnutzung auf das Optimierungsergebnis wird anhand einer von Abb. 4.2 abweichenden Verteilung der Nutzer im Raum untersucht, wie sie in der Realität vorkommen könnte. Im Unterschied zu den großen und homogenen Schwerpunktbereichen sind nun auch kleinere Enklaven mit abweichender Nutzung im Untersuchungsgebiet zu finden (Abb. 4.16).

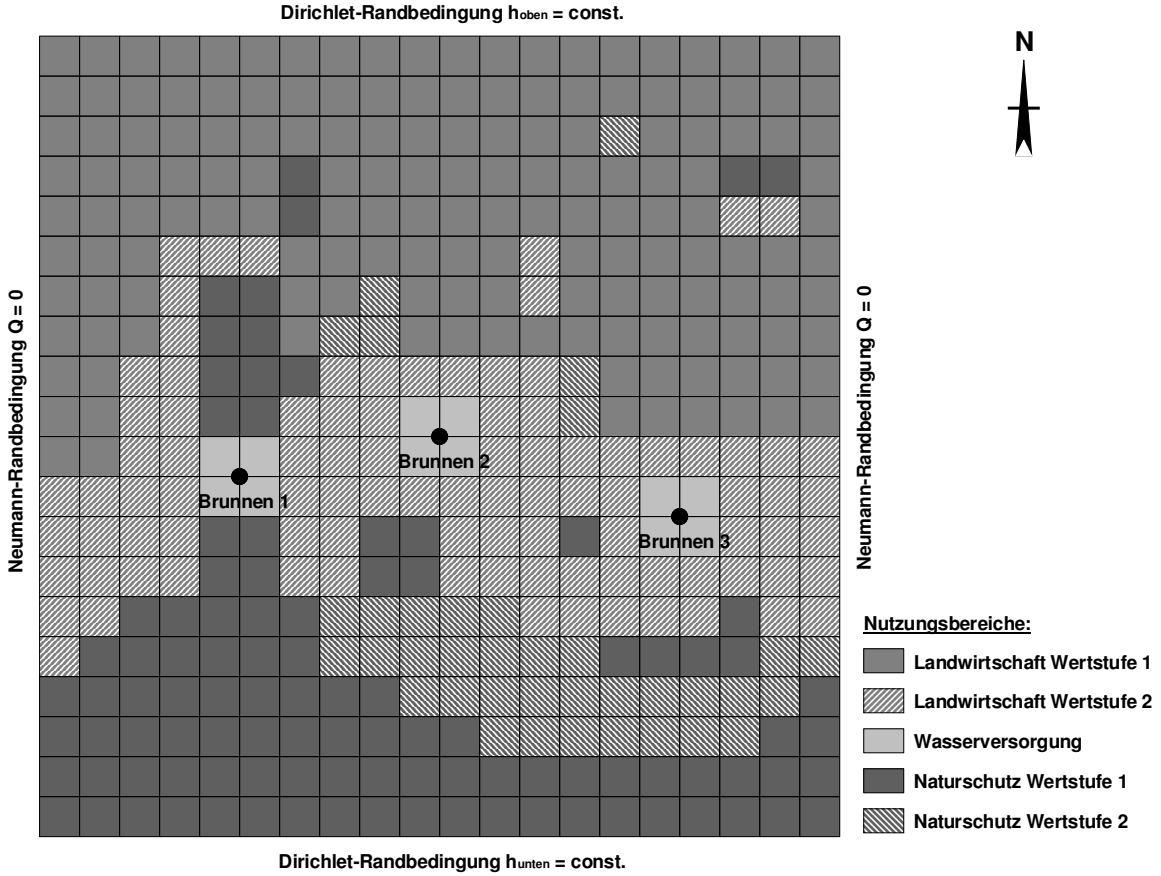


Abb. 4.16: Alternative Landnutzung für das Prinzipbeispiel ohne Schwerpunktbereiche

Der Optimierungsprozess erfolgt entsprechend dem in Kap. 4.3.3 dargestellten Verfahren. Analog zu Abb. 4.9 sind in Abb. 4.17 die jeweils besten und schlechtesten Bewertungsergebnisse bei verschiedenen Gesamtförderraten dargestellt. Es ist zu erkennen, dass Gesamtnutzwerte bis annähernd 65% nun nicht mehr erreicht werden können. Der maximale Gesamtnutzwert bei Q_{ges} = 160 l/s beträgt nur noch 57,6%, der Nutzen für das Gesamtsystem fällt somit deutlich geringer aus (Tab. 4.10). Ebenso ist der Optimierungsspielraum durch die alternative Landnutzung stark eingeschränkt: Durch eine optimierte Grundwasserentnahme kann der Gesamtnutzwert lediglich um maximal 7,4 Prozentpunkte erhöht werden, während im ursprünglichen Beispiel mit Schwerpunktbereichen 22,4 Prozentpunkte möglich waren. Weiterhin fällt auf, dass das starke Absinken des Gesamtnutzwerts bei sehr hohen Gesamtförderraten nun ausbleibt: Die mosaikartige kleinräumige Landnutzung führt zu einer Vergleichmäßigung der Bewertungsergebnisse (Abb. 4.17).

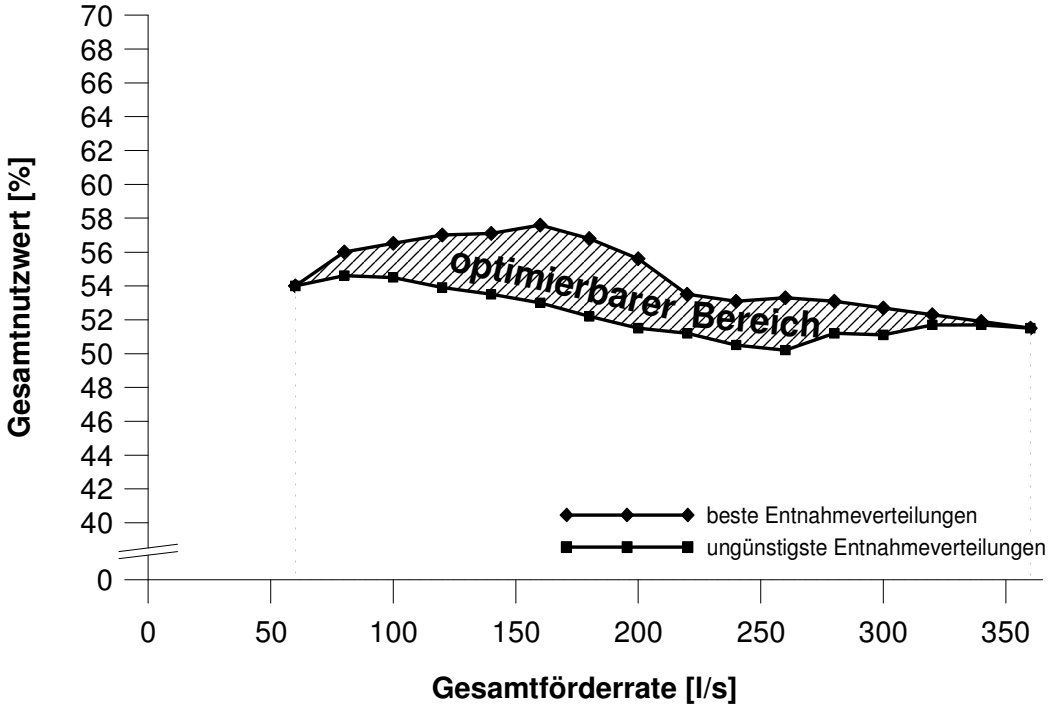


Abb. 4.17: Beste und schlechteste Entnahmeverteilungen bei alternativer Landnutzung

Tab. 4.10: Bewertungsergebnisse der Entnahmeverteilung $Q_{Br.1}$=20 l/s, $Q_{Br.2}$=20 l/s, $Q_{Br.3}$=120 l/s

	mit Schwerpunkt-bereichen	ohne Schwer-punktbereiche
Gesamtnutzwert	**64,9 %**	**57,6 %**
Teilnutzwert Wasserversorgung	59,5 %	61,0 %
ZEG Nitratkonzentration im Mischwasser	18,8 %	18,8 %
ZEG Konzentration Pflanzenschutzmittel im Mischwasser	87,5 %	87,5 %
ZEG spez. Kosten des Mischwassers	87,5 %	87,5 %
ZEG Flurabstand Nutzungsbereich Wasserversorgung	50,6 %	58,3 %
Teilnutzwert Landwirtschaft	69,5 %	57,6 %
ZEG Flurabstand Nutzungsbereich Landwirtschaft 1	54,2 %	56,6 %
ZEG Flurabstand Nutzungsbereich Landwirtschaft 2	100,0 %	59,7 %
Teilnutzwert Naturschutz	66,5 %	54,4 %
ZEG Flurabstand Nutzungsbereich Naturschutz 1	49,8 %	65,6 %
ZEG Flurabstand Nutzungsbereich Naturschutz 2	100,0 %	31,9 %

Die grundsätzliche Verwandtschaft zwischen beiden Landnutzungen spiegelt sich im Optimierungsergebnis wider. In beiden Fällen wird die Entnahmeverteilung $Q_{Br.1}$ = 20 l/s / $Q_{Br.2}$ = 20 l/s / $Q_{Br.3}$ = 120 l/s als optimale Bewirtschaftungsstrategie identifiziert. Betrachtet man sich jedoch die jeweils besten Entnahmeverteilungen bei verschiedenen Gesamtförderraten, so fällt auf, dass die Landnutzung mit Schwerpunktbereichen eine gleichmäßigere und kontinuierlichere Bewirtschaftung der Brunnen erlaubt. Die alternative Landnutzung verursacht zwischen einer Gesamtförderrate von 220 l/s und 240 l/s eine Umstellung des Förderregimes. Dies ist insbesondere dann als kritisch zu sehen, wenn sich die Entnahme typischerweise in diesem Bereich bewegt.

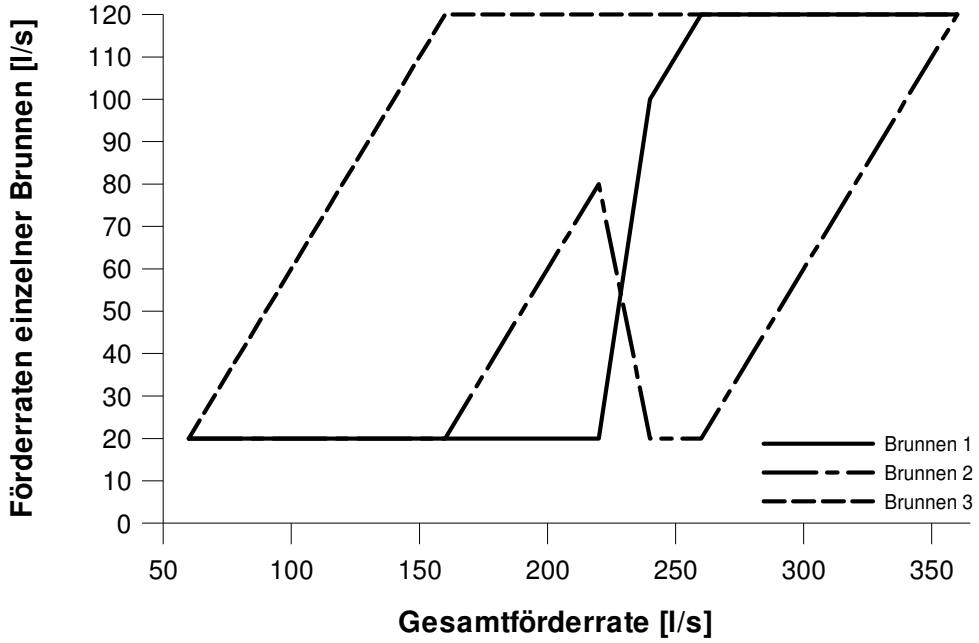


Abb. 4.18: Entnahmeverteilungen mit max. Gesamtnutzwert bei einer Landnutzung mit Schwerpunktbereichen

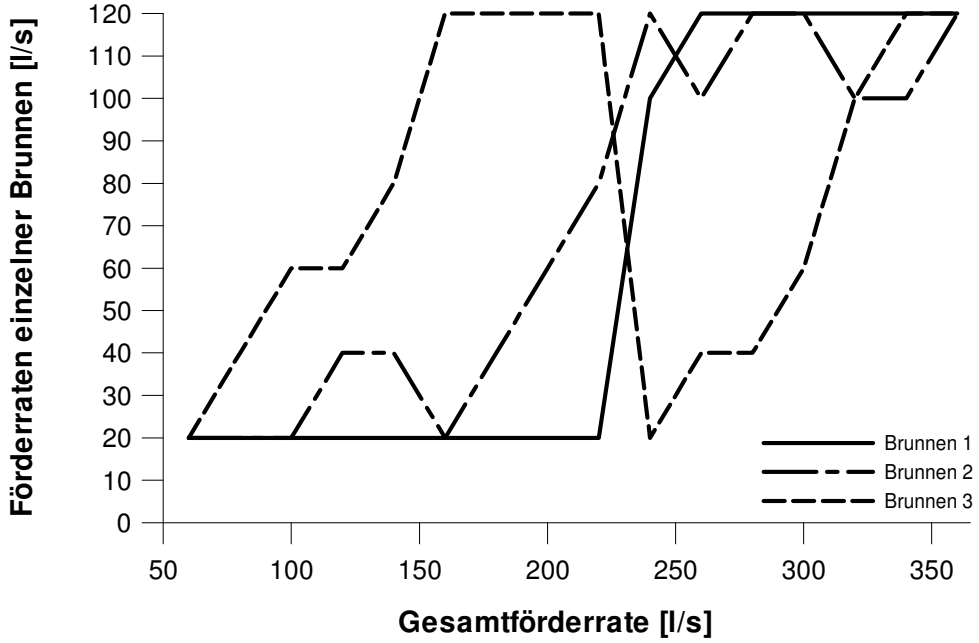


Abb. 4.19: Entnahmeverteilungen mit max. Gesamtnutzwert bei einer Landnutzung ohne Schwerpunktbereiche

Die Festlegung von Schwerpunktbereichen, die das Absenkungsverhalten des Grundwasserspiegels bei Entnahme bereits berücksichtigen, ist somit als eine wichtige Vorarbeit für die Optimierung der Grundwasserentnahmen zu werten. Zum einen lässt sich dadurch für das Untersuchungsgebiet sowohl ein größerer Gesamtnutzen als auch ein größeres Optimierungspotenzial erzielen, zum anderen können die einzelnen Entnahmestellen gleichmäßiger bewirtschaftet werden, was eine Ableitung von Bewirtschaftungsregeln erleichtert.

4.4.3 Räumliche und zeitliche Differenzierung des Bewertungskriteriums Flurabstand

Bei der Ermittlung der relevanten Bewertungskriterien wurde gezeigt, dass die Zielfunktionen des Flurabstands sowohl eine räumliche als auch eine zeitliche Variabilität aufweisen, die bei der Bestimmung der optimalen Gesamtentnahme und Entnahmeverteilung berücksichtigt werden müssen.
Die räumliche Variabilität resultiert in erster Linie aus der Tatsache, dass die drei Nutzergruppen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz verschiedene optimale Flurabstände benötigen. Doch auch innerhalb der Gruppen variieren die Anforderungen an den Flurabstand (vgl. Kap. 3.3). Die zeitliche Variabilität des optimalen Flurabstands folgt aus den natürlichen Schwankungen des Grundwasserstands im Jahresverlauf (natürliche Vegetation) und der Frage, ob für die landwirtschaftlichen Flächen aufgrund des Versorgungsgrads ein kapillarer Anschluss des Bodens an das Grundwasser notwendig ist oder nicht.

4.4.3.1 Wahl des Bewertungsgitters für den Flurabstand

Der Flurabstand stellt das zentrale Bewertungskriterium für die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen in der Fläche dar. Bei der Bewertung wird der vom Grundwassermodell für eine Teilfläche berechnete Flurabstand mit der Zielfunktion für diese Fläche verglichen und daraus der Zielerfüllungsgrad bestimmt. Die minimale Größe der zu bewertenden Teilflächen wird daher grundsätzlich durch räumliche Diskretisierung des numerischen Grundwassermodells vorgegeben. Auf der anderen Seite steht die Qualität der Datengrundlagen, auf deren Basis die Zielfunktionen formuliert wurden. Weicht deren räumliche Differenzierung deutlich von der Gitterweite des Modells ab, sind die berechneten Zielerfüllungsgrade mit einer zunehmenden Unsicherheit behaftet, die sich auf das Bewertungsergebnis auswirken kann. Das Bewertungsgitter für den Flurabstand muss sich daher auch an der Qualität der Datengrundlagen orientieren (z.B. Maßstab der Grundlagenkarten, Abb. 4.20).

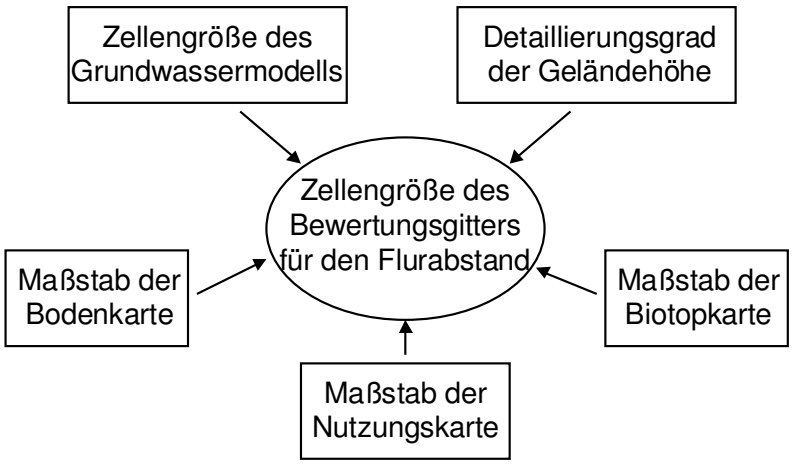


Abb. 4.20: Einflussfaktoren auf die Wahl des Bewertungsgitters für den Flurabstand

Insbesondere sollte das Bewertungsgitter in einem vernünftigen Verhältnis zur Qualität der Geländehöhedaten stehen. Ein sehr feines Raster sollte nur dann in Betracht gezogen werden, wenn die Geländehöhen im Gebiet sehr genau bekannt sind (z.B. aus einem Digitalen Gelän-

demodell). Wird die Geländehöhe hingegen aus vergleichsweise wenig bekannten Vermessungspunkten interpoliert, so kann dies bei der Anwendung eines feinen Bewertungsgitters zu falschen Flurabstands-Zielerfüllungsgraden führen, da lokale Senken oder Erhebungen nicht erfasst werden.

Die Frage, welche Gitterweite als optimal für die Bewertung des Flurabstands anzusehen ist, kann nicht allgemeingültig beantwortet werden. Hier wirken eine Vielzahl an Einflussfaktoren auf die Festlegung ein (Abb. 4.20), die jeweils anhand der konkreten Situation geprüft werden müssen. Aus den Erfahrungen, die im Rahmen des Fallbeispiels gesammelt werden konnten (Kap. 5), lässt sich jedoch ein Orientierungswert für die Zellengröße von 50 · 50 m bis 200 · 200 m ableiten. Bei größeren Gitterweiten werden die Strukturen an der Erdoberfläche (z.B. Biotoptypen, Landnutzung) nicht mehr adäquat erfasst, kleinere Gitterweiten führen zu einem unverhältnismäßig höheren Erhebungsaufwand für die Datengrundlagen, ohne dabei das Optimierungsergebnis nennenswert zu verändern.

Das Bewertungsgitter muss vor Beginn der Bewertungen festgelegt und darf während des Optimierungsprozesses nicht geändert werden, da Bewertungen mit verschiedenen Gitterweiten nicht miteinander vergleichbar sind. Dies sei beispielhaft anhand der Bewertung einer Fläche der Größe x^2 dargestellt (Abb. 4.21). Im linken Fall wird diese Fläche mittels eines einzigen Zielerfüllungsgrads bewertet, im rechten Fall durch vier Zielerfüllungsgrade. Dabei ergeben sich für die Grundfläche x^2 unterschiedliche Bewertungen (links: 85%, rechts: 70%).

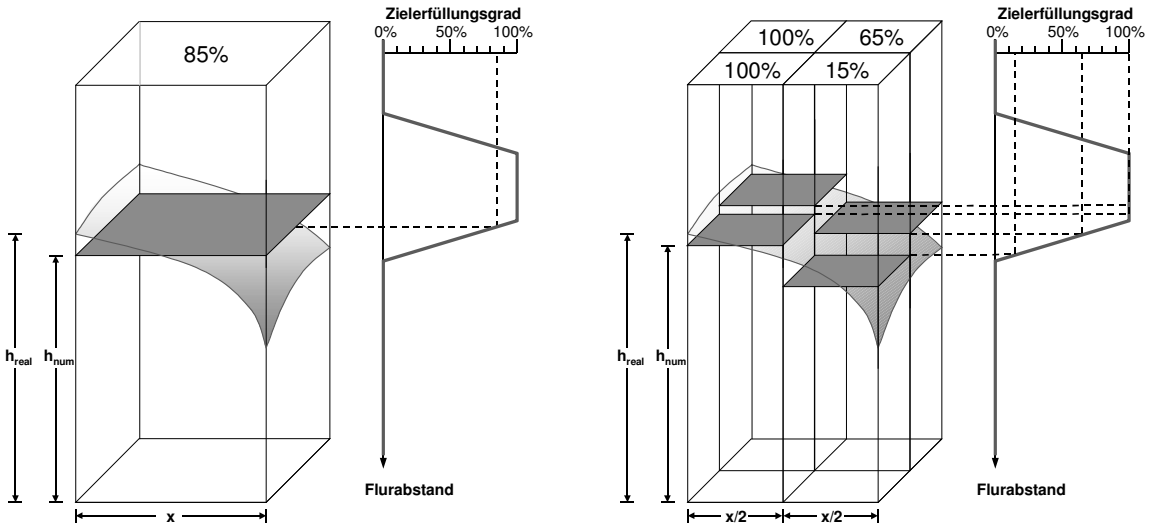


Abb. 4.21: Auswirkung der Zellengröße auf die Bewertung

4.4.3.2 Einfluss der zeitlich veränderlichen Zielfunktionen auf das Bewertungsergebnis

Die Zielfunktionen des Flurabstands in den Schwerpunktbereichen der Landwirtschaft und des Naturschutzes sind zeitabhängig. Damit wird dem Umstand Rechnung getragen, dass ein optimaler Flurabstandsbereich zu einem Zeitpunkt t_1 für ein und dieselbe Fläche nicht notwendigerweise auch zu einem Zeitpunkt t_2 das Optimum darstellen muss. Es stellt sich die Frage, in welchem Maß sich diese zeitliche Variabilität auf das Bewertungsergebnis auswirkt

und ob der damit verbundene Bearbeitungsaufwand gerechtfertigt ist (vgl. Kap. 3.3.2.1 und 3.3.3.1).

Der Grundwasserflurabstand ist auch ohne Grundwasserentnahme stets einer natürlichen Dynamik unterworfen. In Mitteleuropa findet die Grundwasserneubildung aus Niederschlag überwiegend im hydrologischen Winterhalbjahr statt. Dadurch steigt der Grundwasserstand im Winter an und geringere Flurabstände sind die Folge. Im Sommer fällt dann der Grundwasserspiegel wieder ab, da nun Verdunstung und Abfluss größer sind als die Neubildung. Die natürliche Vegetation in Feuchtgebieten hat sich an diese im Jahresverlauf schwankenden Flurabstände angepasst und Strategien entwickelt, die es ihr erlauben im Winter geringe und im Sommer größere Flurabstände zu tolerieren. Diesem Umstand wird mit der zeitlichen Differenzierung der Zielfunktionen Rechnung getragen. Eine mittlere Betrachtung der optimalen Flurabstände, d.h. eine saisonal unveränderliche Zielfunktion schränkt den Bewirtschaftungsspielraum für die Grundwasserentnahme im Jahresverlauf ein.

Die unterschiedlichen Biotoptypen weisen verschieden große Toleranzamplituden auf (vgl. Tab. 3.1: untere und obere äußere Grenze des Flurabstands). Diese Amplituden bestimmen maßgeblich, ob die zeitliche Variabilität der optimalen Flurabstände eine höhere Entnahme aus den Brunnen ermöglicht oder nicht. Die Auswirkungen der jahreszeitlichen Schwankungen auf die Entnahmesteuerung sind umso größer, je größer die natürliche Amplitude der im Gebiet vorhandenen grundwasserabhängigen Biotoptypen ist. Dabei spielt auch die Entfernung der Biotope von den Wassergewinnungsanlagen eine Rolle: Die jahreszeitlichen Schwankungen haben selbst bei Biotoptypen mit großen Amplituden nur geringe Auswirkungen auf die möglichen Förderraten, wenn sie am äußeren Rand des Einflussbereiches der Grundwasserentnahme liegen.

In den Abb. 4.22 und Abb. 4.23 sind die Auswirkungen der jahreszeitlichen Schwankungen des optimalen Flurabstands auf das Bewertungsergebnis anhand des Prinzipbeispiels exemplarisch dargestellt. Allen Bewertungen liegt dieselbe Strömungssituation (Entnahme je Brunnen: 60 l/s, Mittelwasserverhältnisse) zugrunde, die Zielerfüllungsgrade für die Bewertungskriterien der Wasserversorgung und der Landwirtschaft sind konstant.
In Abb. 4.22 wird angenommen, dass die Zielfunktion für den Flurabstand im Schwerpunktbereich Naturschutz eine relativ <u>große Spannweite</u> aufweist (unterer Übergangsbereich: 30 cm, Optimumsbereich: 60 cm, oberer Übergangsbereich: 20 cm). Der betrachtete Biotoptyp wäre damit vergleichsweise tolerabel gegenüber Grundwasserstandsänderungen. Die Zielfunktion – von der angenommen wird, dass sie sich in ihrer Form nicht ändert – wird in 10 cm-Schritten hin zu größeren Grenzflurabständen verschoben. Das Ergebnis zeigt, dass der Zeitpunkt der Bewertung für die angesetzte Entnahmeverteilung wesentlich für die Gesamtbewertung ist. Im Beispiel ergibt sich je nach Zeitpunkt ein Gesamtnutzwert zwischen 36,3% und 72,8% für dieselbe Strömungssituation.

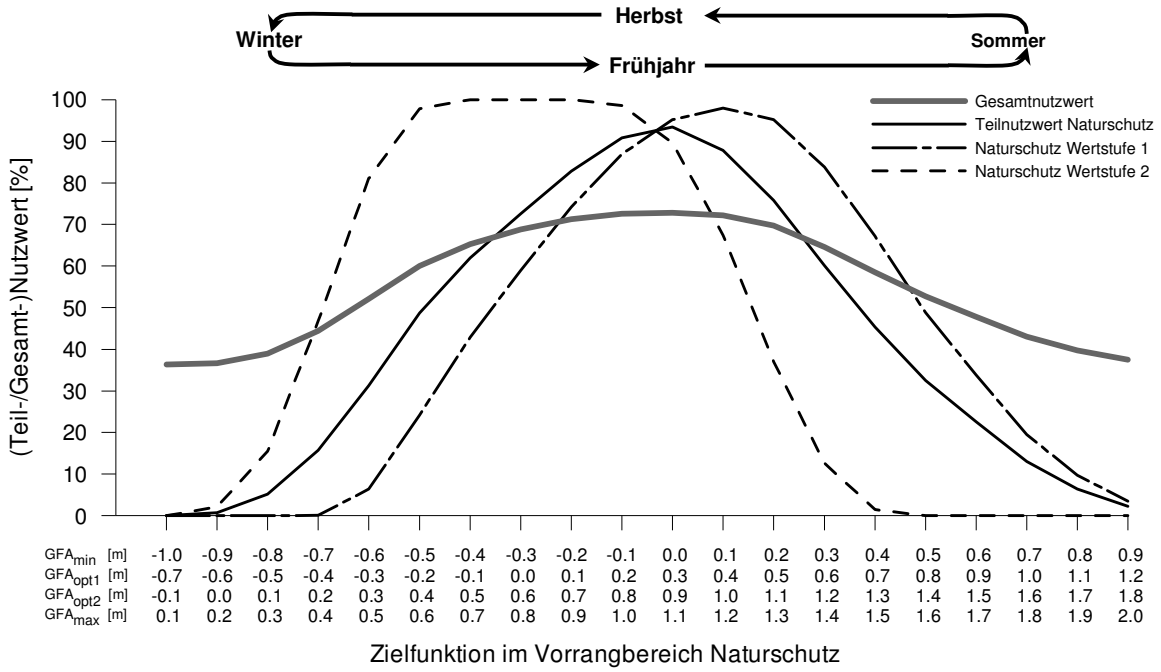


Abb. 4.22: Bewertung einer Strömungssituation in Abh. von der jahreszeitlich schwankenden Zielfunktion im Schwerpunktbereich Naturschutz (Zielfunktion mit großer Spannweite)

Zum Vergleich ist in Abb. 4.23 die Bewertung derselben Strömungssituation über eine Zielfunktion mit einer relativ kleinen Spannweite dargestellt (unterer Übergangsbereich: 10 cm, Optimumsbereich: 20 cm, oberer Übergangsbereich: 10 cm). Die Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis sind erwartungsgemäß geringer (Gesamtnutzwert zwischen 36,3% und 59,8%), da mehr Teilflächen einen Zielerfüllungsgrad von 0% erhalten.

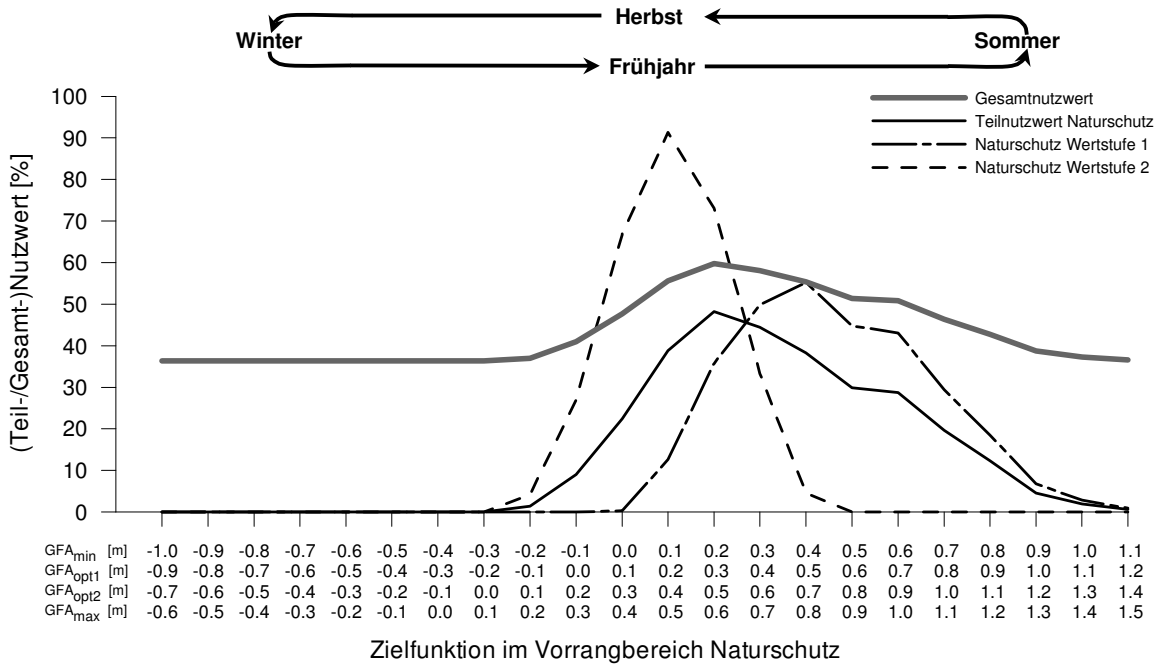


Abb. 4.23: Bewertung einer Strömungssituation in Abh. von der jahreszeitlich schwankenden Zielfunktion im Schwerpunktbereich Naturschutz (Zielfunktion mit geringer Spannweite)

Ein weiterer zeitabhängiger Faktor, der das Bewertungsergebnis beeinflussen kann, ist der Versorgungsgrad der Böden. Ist im Boden ausreichend Wasser für die Versorgung der Pflanzen vorhanden, so ist es bei mineralisch-terrestrischen Böden nicht nötig, einen oberen optimalen (GFA_{opt2}) und maximalen Grenzflurabstand (GFA_{max}) zu definieren. Der Grundwasserstand könnte in diesem Fall theoretisch beliebig weit abgesenkt werden, ohne dass sich Auswirkungen auf die Bewertung der Flächen ergäben.
Bei Unterschreitung des 40% nFK-Kriteriums kann das Grundwasser in einem Bereich zwischen ca. 1,0 und 2,5 Meter Flurabstand die Wasservorräte des Bodens ergänzen. Im Gegensatz zur Variabilität bei natürlichen Vegetationsstrukturen können diese „Trockenheits"-Zielfunktionen der Landwirtschaft eine Reduzierung der entnahmebedingten Absenkungen im Meter-Bereich erforderlich machen und so einen erheblichen Einfluss auf die Grundwasserbewirtschaftung ausüben.

Wie sich die Berücksichtigung der Bodenfeuchte auf das Bewertungsergebnis auswirkt, soll wiederum anhand des Prinzipbeispiels demonstriert werden. Untersucht werden mehrere Entnahmeverteilungen (Entnahme pro Brunnen = 20 - 120 l/s, gleichzeitige Entnahme). In Abb. 4.24 sind die Bewertungen dargestellt, wenn kein kapillarer Anschluss der landwirtschaftlichen Böden an das Grundwasser notwendig ist (Versorgungsgrad > 40% nFK). Es ist zu sehen, dass hohe Gesamtentnahmen die Bewertungen der Flurabstände innerhalb der Wertstufe 1 der Landwirtschaft verbessern (vgl. Abb. 4.2). Dies liegt im Rückzug des Grundwassers aus dem Wurzelraum von immer mehr Bewertungsflächen begründet. Der rückläufige Gesamtnutzwert resultiert aus schlechten Bewertungen für den Naturschutz bei hohen Entnahmen.

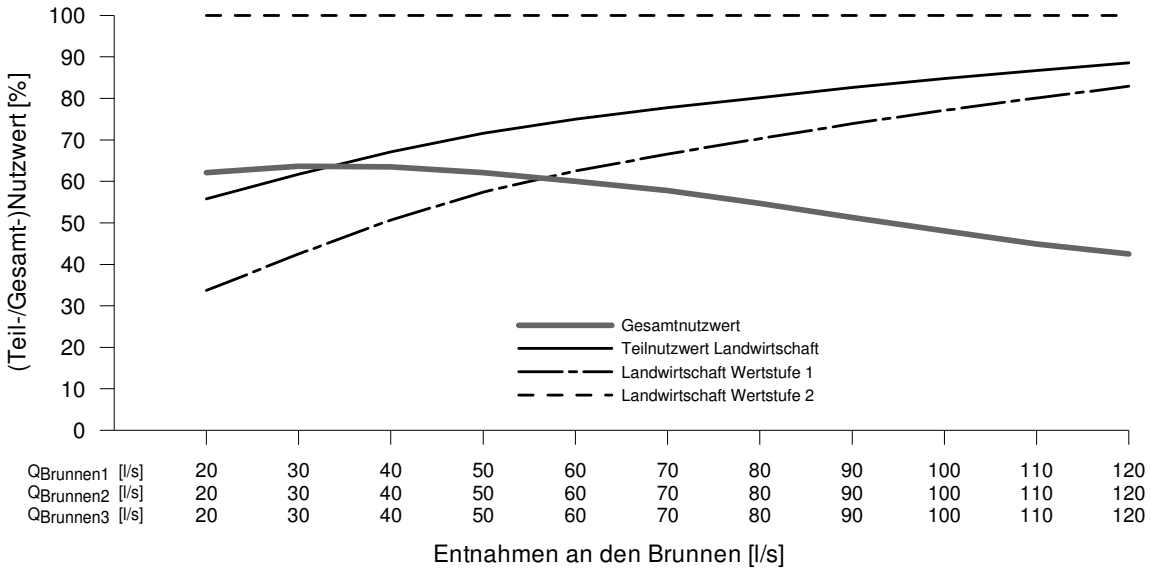


Abb. 4.24: Bewertung verschiedener Entnahmeverteilungen, wenn kein kapillarer Anschluss der landwirtschaftlichen Flächen notwendig ist

Für den Fall, dass die Verhältnisse zu trocken sind (Versorgungsgrad < 40% nFK), darf der Grundwasserstand nicht zu weit absinken, da ansonsten kein kapillarer Aufstieg in den Wurzelraum mehr möglich ist. Dieser Fall ist in Abb. 4.25 dargestellt. Insbesondere die Flächen in der Wertstufe 2 des landwirtschaftlichen Schwerpunktbereichs verlieren dabei den Grundwas-

serkontakt, so dass die Bewertungen hier deutlich zurückgehen. Auf den Gesamtnutzwert schlägt sich dies im dargestellten Fall nur minimal durch. Er liegt im Vergleich zum obigen Fall bei einer Entnahmeverteilung von 120/120/120 l/s nur um 4,3% tiefer.

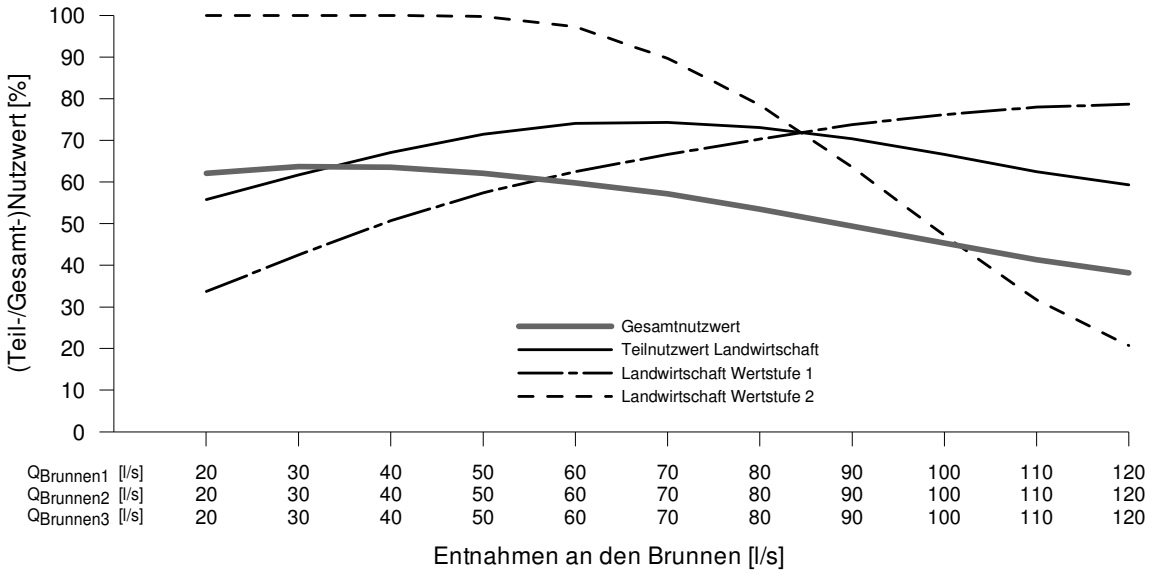


Abb. 4.25: Bewertung verschiedener Entnahmeverteilungen, wenn ein kapillarer Anschluss der landwirtschaftlichen Flächen notwendig ist (VG < 40 % nFK)

Es ist sicherlich nicht zulässig, die anhand des Prinzipbeispiels gewonnenen Erkenntnisse 1:1 auf jedes beliebige Wassergewinnungsgebiet zu übertragen. Ausschlaggebend dafür, ob die zeitlich veränderlichen Zielfunktionen einen wesentlichen Einfluss auf das Bewertungs- und ggf. auch auf das Optimierungsergebnis haben, ist in erster Linie deren Lage im Raum und ihr Abstand zu den Entnahmestellen. Weiter entfernte Flächen können durch die Entnahmesteuerung nicht im selben Umfang beeinflusst werden wie Flächen in Brunnennähe, so dass die zeitabhängigen Zielfunktionen hier hinsichtlich des Optimierungsergebnisses wenig Einfluss ausüben.

Es ist jedoch einsichtig, dass es umso wichtiger ist, zeitabhängige Zielfunktionen zu berücksichtigen, je toleranter ein Biotoptyp gegenüber Grundwasserstandsschwankungen ist, da sich hier ein Spielraum für die Entnahmesteuerung ergibt. Eine mittlere Betrachtung kann diesen Spielraum einschränken. Sensible Biotoptypen mit einer geringen Toleranz können hingegen auch über mittlere Grenzflurabstände hinreichend beschrieben werden, so dass die aufwändige Datensammlung und -auswertung entfällt.

Die Berücksichtigung des Versorgungsgrads wirkt sich vor allem in denjenigen Gebieten auf die Entnahmesteuerung aus, in denen der Grundwasserstand durch die Entnahme um mehrere Meter abgesenkt wird. Liegen die landwirtschaftlichen Flächen zudem noch in Brunnennähe, kann die Unterschreitung des 40% nFK-Werts einen starken Rückgang der optimalen Förderrate mit sich bringen. Da diese Situation jedoch üblicherweise im Sommer eintritt, also zu einer Zeit, in der auch der Wasserbedarf der Bevölkerung sehr hoch ist, ergibt sich hier ein Zielkonflikt zwischen Landwirtschaft und Trinkwasserversorgung. In diesem Fall ist sorgsam abzuwägen, ob der Bodenwasservorrat tatsächlich aus dem Grundwasser ergänzt werden soll oder nicht doch eine oberirdische Feldbewässerung in Betracht gezogen werden sollte.

4.4.4 Einfluss der trinkwasserbezogenen Bewertungskriterien auf die Bewertung

Neben dem Flurabstand spielen aus Sicht der Wasserversorgung weitere Bewertungskriterien eine Rolle hinsichtlich der optimalen Bewirtschaftungsstrategie. Im Prinzipbeispiel wurden exemplarisch die Kriterien Nitrat- und Pflanzenschutzmittelkonzentration im Mischwasser sowie spezifische Kosten des Mischwassers verwendet.

Um den Einfluss der Bewertungskriterien der Wasserversorgung auf das Bewertungs- und Optimierungsergebnis zu untersuchen, wird beispielhaft das Kriterium Nitratkonzentration ausgewählt. Im Prinzipbeispiel wurden den Rohwässern der drei Brunnen drei unterschiedliche Nitratkonzentrationen zugewiesen (Brunnen 1: 20 mg/l, Brunnen 2: 25 mg/l, Brunnen 3: 30 mg/l, vgl. Kap. 4.1), aus denen sich entsprechend der einzelnen Förderraten der Zielertrag des Bewertungskriteriums errechnet. Der Zielerfüllungsgrad „Nitrat“ trägt mit 30% zum Teilnutzwert der Wasserversorgung bei.
Es soll zunächst untersucht werden, wie sich die Bewertung einer vorgegebenen Strömungssituation ($Q_{Br.1} = Q_{Br.2} = Q_{Br.3} = 60$ l/s, Mittelwasserverhältnisse) ändert, wenn die Nitratkonzentration im Brunnen 2 zwischen 20 und 30 mg/l variiert. Die Zielfunktion für die Nitratkonzentration im Mischwasser bleibt dabei unverändert (vgl. Abb. 4.3). Das Ergebnis der Bewertungen ist in Abb. 4.26 dargestellt.

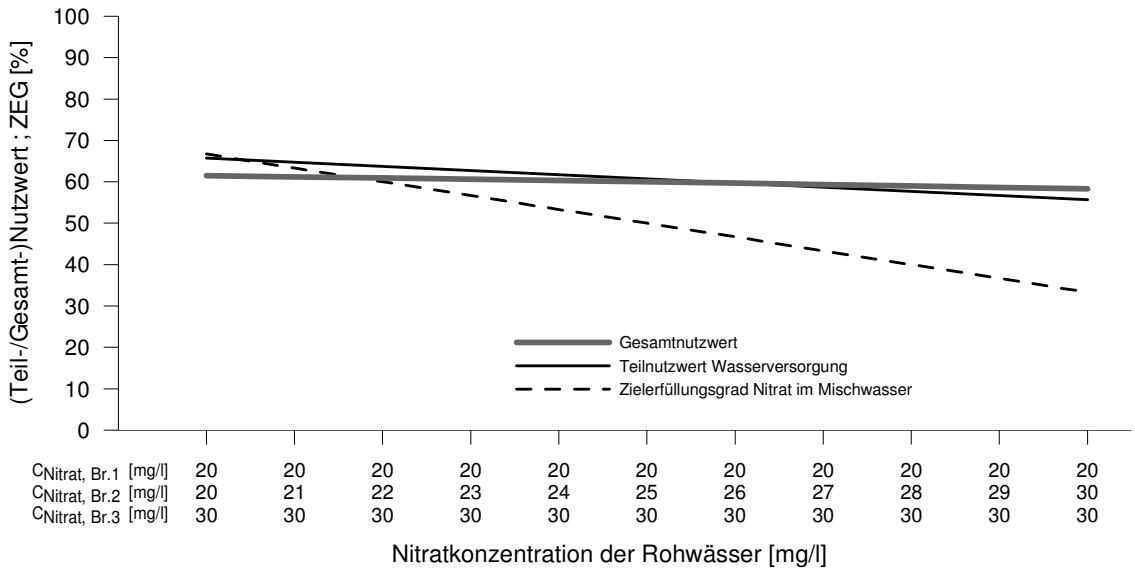


Abb. 4.26: Auswirkung unterschiedlicher Nitratkonzentrationen in Brunnen 2 auf die Bewertung

Der Zielerfüllungsgrad für die Nitratkonzentration im Mischwasser durchläuft linear abnehmend einen Bereich zwischen 66,6% ($C_{Nitrat,\ Br.2} = 20$ mg/l) und 33,3% ($C_{Nitrat,\ Br.2} = 30$ mg/l). Bedingt durch konstante Zielerfüllungsgrade der anderen Bewertungskriterien sind die Auswirkungen auf den Teilnutzwert jedoch vergleichsweise gering. Noch geringer sind die Auswirkungen der veränderten Wasserqualität auf den Gesamtnutzwert. Er nimmt bei der betrachteten Strömungssituation lediglich um 3,2% ab. Es ist daher zu erwarten, dass auch die Auswirkungen auf das Optimierungsergebnis gering sind.

In Tab. 4.11 sind die optimalen Förderraten der drei Brunnen für eine Gesamtförderrate von 200 l/s in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration des Rohwassers in Brunnen 2 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die optimale Entnahmeverteilung in einem Bereich um den ursprünglichen Wert nahezu unverändert bleibt. Erst bei hohen Nitratkonzentrationen wird die Entnahme stärker in Richtung Brunnen 1 verschoben. Tab. 4.11 zeigt weiterhin, dass das Optimierungssystem einen Rückgang des ZEG Nitrat um ca. 22% zulässt, um den Gesamtnutzwert insgesamt möglichst hoch zu halten.

Tab. 4.11: Optimale Förderraten für Q_{ges} = 200 l/s bei verschiedenen Nitratkonzentrationen im Rohwasser des Brunnens 2

$C_{Nitrat, Brunnen 2}$ [mg/l]	**20**	**21**	**22**	**23**	**24**	**25**	**26**	**27**	**28**	**29**	**30**
$Q_{Brunnen 1}$ [l/s]	20	20	21	22	23	24	25	30	34	37	37
$Q_{Brunnen 2}$ [l/s]	61	60	59	58	57	56	55	50	46	43	43
$Q_{Brunnen 3}$ [l/s]	119	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120
ZEG Nitrat [%]	40,4	37,0	34,1	31,2	28,5	25,9	23,5	22,5	21,6	20,7	18,5
TNW Wasserversorgung [%]	62,9	62,0	61,1	60,3	59,5	58,8	58,2	57,9	57,8	57,7	57,0
Gesamtnutzwert	64,0	63,7	63,4	63,0	62,7	62,3	62,0	61,3	61,0	60,7	60,8

Der Einfluss einzelner Zielerfüllungsgrade der Wasserversorgung auf das Bewertungs- und Optimierungsergebnis ist demnach vergleichsweise gering, wobei der Einfluss maßgeblich von der Gewichtung und der Anzahl der Bewertungskriterien abhängt. Diese Eigenschaft des Bewertungssystems kann von Vorteil sein, wenn Informationen zu den einzelnen Brunnen beispielsweise abgeschätzt werden müssen und daher mit Unsicherheiten behaftet sind.

4.4.5 Einfluss der Hydrologie auf das Bewertungsergebnis

Ziel der Grundwasserbewirtschaftung ist es, mittels der Entnahmesteuerung den Flurabstand in möglichst vielen Bewertungsflächen in sein Optimum zu bringen. Es ist deshalb einsichtig, dass in nassen Jahren mit allgemein hohen Grundwasserständen dem System prinzipiell mehr Wasser entnommen werden kann als in normalen oder trockenen Jahren.

Hochwasserverhältnisse sind insbesondere für die Landwirtschaft kritisch, wenn der Grundwasserstand bis in den Hauptwurzelraum vordringt oder die Flächen gar überstaut sind. In diesem Fall ist mit Ernte- und Ertragsausfällen zu rechnen. Trockenjahre sind hingegen für Natur und Landwirtschaft kritisch, da oftmals der Kontakt der Pflanzen mit dem Grundwasser verloren geht. Hier ist die Wasserversorgung aufgefordert, im Rahmen ihrer Möglichkeiten weniger Grundwasser zu entnehmen, um nicht die Bereiche vom Grundwasser abzuschneiden, die eventuell noch Grundwasserkontakt haben.

Zur Darstellung der Auswirkungen unterschiedlicher hydrologischer Verhältnisse auf das Bewertungsergebnis werden die Festpotenzialränder (h_{oben} und h_{unten}, vgl. Abb. 4.2) im Prinzipbeispiel variiert und die Entnahmesituation $Q_{Br.1} = Q_{Br.2} = Q_{Br.3}$ = 60 l/s bewertet (Abb. 4.27).

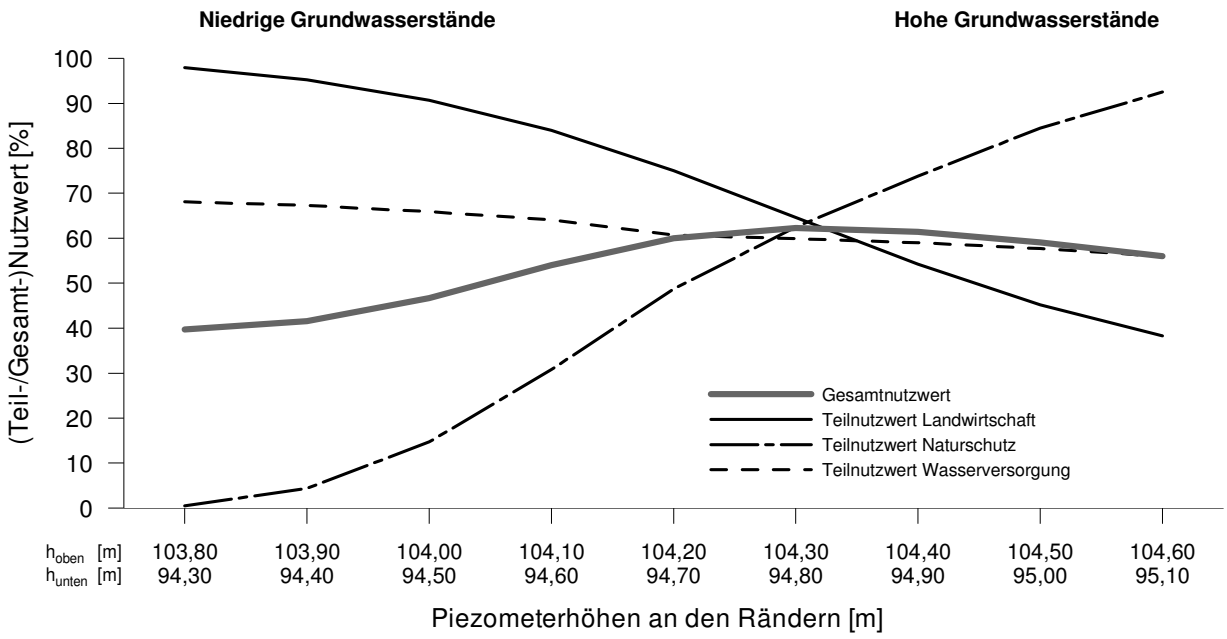


Abb. 4.27: Bewertung einer Entnahmesituation (Q_i = 60 l/s) bei unterschiedlichen hydrologischen Randbedingungen

Es ist zu erkennen, dass der Teilnutzwert Naturschutz bei der gewählten Entnahmeverteilung mit steigenden Grundwasserständen zunimmt, während der Teilnutzwert für die Landwirtschaft abnimmt. Allgemein hohe Grundwasserstände sind für die feuchtigkeitsliebende Vegetation von Vorteil und trotz der Entnahmen sind die Anforderungen der Natur an den Wasserhaushalt bei hohen Grundwasserständen optimal erfüllt. Der Teilnutzwert der Wasserversorgung weist eine geringe Veränderlichkeit auf, da er – bedingt durch das konstante Mischungsverhältnis – durch die konstanten Zielerfüllungserfüllungsgrade der Bewertungskriterien Nitrat, PSM und Kosten stabilisiert wird. Der Flurabstand trägt nur mit 20% zu dieser Teilbewertung bei. Der Gesamtnutzwert schwankt durch die unterschiedlichen Randbedingungen zwischen 39,7% und 62,3%. Die gewählte Entnahmeverteilung ist demnach bei mittleren Grundwasserständen vorteilhafter als bei niedrigen oder hohen Grundwasserständen.

Die Hydrologie wirkt sich auch auf das Optimierungsergebnis aus. Je nach vorherrschender hydrologischer Situation ergeben sich bei der Optimierung unterschiedliche Gesamtförderraten und verschiedene Entnahmeverteilungen (Tab. 4.12). Bei hohen Grundwasserständen können dem System 128 l/s mehr entnommen werden als bei normalen Verhältnissen. Niedrige Grundwasserstände erzwingen bei der Optimierung die Reduzierung der Förderleistungen bis zu den Minimalförderraten der Brunnen.

Tab. 4.12: Optimale Entnahmeraten bei hohen, mittleren und niedrigen Grundwasserständen

	Entnahme aus Brunnen 1 [l/s]	**Entnahme aus Brunnen 2 [l/s]**	**Entnahme aus Brunnen 3 [l/s]**	**Gesamtent-nahme [l/s]**	**Gesamt-nutzwert**
Hohe Grundwasserstände	114	42	120	276	61,6 %
Mittlere Grundwasserstände	23	20	105	148	65,0 %
Niedrige Grundwasserstände	20	20	20	60	55,7 %

Der Einfluss der Hydrologie auf die Grundwasserbewirtschaftung ist in erster Linie von der Dynamik des Grundwassersystems abhängig. Typischerweise wirken sich kurzfristige Neubildungsereignisse nur gering auf die Grundwasserstände aus, während die saisonalen Veränderungen Grundwasserstandsänderungen im Meter-Bereich mit sich bringen können. Daraus folgt, dass sich die Grundwasserbewirtschaftung zwar nicht von Tag zu Tag, wohl aber von Monat zu Monat unterscheiden kann (insbesondere nach langanhaltenden Neubildungsereignissen). Ebenso sind die gesamthydrologischen Verhältnisse der einzelnen Jahre (nass, normal, trocken) wesentlich für die Entnahmesteuerung. Ihr Einfluss dürfte in den meisten Wassergewinnungsgebieten den Einfluss der saisonalen Veränderungen hinsichtlich des im Jahresmittel gewinnbaren Wasservolumens sogar übersteigen.

Längerfristige Phänomene (Klimaänderung) können die Grundwasserbewirtschaftung nachhaltig verändern. Da die Auswirkungen der Klimaveränderung auf den Grundwasserhaushalt aber bislang noch nicht sicher abgeschätzt werden können (ZIMMERMANN et al., 2004), ist es schwierig, hier eine Aussage zu treffen. Nach der derzeit gängigsten These wird das Wetter in Deutschland in Zukunft zunehmend durch Extreme gekennzeichnet sein (mehr Niederschlag im Winter, trockenere Verhältnisse im Sommer, mehr Extremniederschläge; ZIMMERMANN et al., 2004; KÜCHLER, 2004). Damit deutet sich ein weiter wachsendes Konfliktpotenzial zwischen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz an, denn im Winter, wenn insbesondere die Landwirtschaft von einer höheren Grundwasserförderung profitieren kann, ist der Wasserbedarf der Bevölkerung üblicherweise gering. Im Sommer hingegen, wenn der Wasserbedarf von Natur und Landwirtschaft hoch ist und ggf. zukünftig noch ansteigt, wird gleichzeitig viel Trinkwasser benötigt.

Der Einfluss der Hydrologie auf die Grundwasserbewirtschaftung wird insgesamt als vergleichsweise hoch eingeschätzt. Eine mittlere Betrachtung kann dazu führen, dass dem System unzulässig viel oder auch zu wenig Wasser entnommen und so das Optimierungsziel verfehlt wird. In der Konsequenz erfordert eine nachhaltige Entnahmesteuerung daher den Einsatz eines instationär geeichten Grundwassermodells, welches zumindest die saisonalen Veränderungen des Flurabstands abbilden kann. Die zeitliche Diskretisierung des Modells sollte daher einen Monat nicht übersteigen.

4.5 Vorausschauende Entnahmesteuerung

Die vorausschauende, nachhaltige Bewirtschaftung eines zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwassersystems sollte das Ziel eines jeden verantwortungsvoll handelnden Wasserversorgungsunternehmens sein. Die Analyse der Verhältnisse in der Vergangenheit ist daher immer nur ein – wenngleich sehr wichtiger – Schritt auf dem Weg zu einer kurz- bis mittelfristig optimierten Grundwasserbewirtschaftung. Im folgenden Kapitel soll nun darauf eingegangen werden, welche zeitabhängigen Randbedingungen auf die vorausschauende Grundwasserbewirtschaftung einwirken. Aus der Analyse dieser Größen leitet sich schließlich der Zeitraum ab, innerhalb dessen die optimale Bewirtschaftungsstrategie ohne zu große Unsicherheiten prognostiziert werden kann.

4.5.1 Prognose der zeitlich veränderlichen Randbedingungen

Entsprechend der Abb. 4.6 sind bei der Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung verschiedene Randbedingungen zu berücksichtigen, deren Veränderlichkeit unterschiedliche Zeitskalen aufweisen. Die Instationarität dieser Randbedingungen beeinflusst die Gesamtbewertung und letztlich die optimale Bewirtschaftungsstrategie. Insofern muss das Maß der Instationarität der einzelnen Randbedingungen zunächst genauer eingeschätzt werden:

- Die Randbedingungen Bodentyp und Bodenart verändern sich in Zeiträumen, die für die Bewirtschaftung des Aquifers keine Rolle spielen. Die Bodenentwicklung ist neben der Zeit vor allem vom Ausgangsgestein, dem Klima, dem Relief sowie den Tätigkeiten von Flora, Fauna und Mensch abhängig (HERRMANN & STAHR, 2001; SCHEFFER & SCHACHSCHABEL, 1998). Bodentyp und Bodenart werden für die vorliegende Fragestellung daher als zeitlich unveränderlich betrachtet.

- Die Randbedingungen Realnutzung, Biotoptypen, Altlastenstandorte sowie die qualitativen und wirtschaftlichen Ziele der Wasserversorgung können sich mit die Zeit ändern. Dennoch sind sie in aller Regel keinen Veränderungen unterworfen, die für die kurz- bis mittelfristige Grundwasserbewirtschaftung von Bedeutung wären. Sie werden daher ebenfalls als zeitlich unveränderlich betrachtet. Es ist jedoch notwendig, die Datengrundlagen für diese Randbedingungen von Zeit zu Zeit auf ihre Aktualität hin zu überprüfen.

- Eine starke und damit für die Grundwasserbewirtschaftung bedeutsame Zeitabhängigkeit weisen die Randbedingungen Bodenfeuchte (Versorgungsgrad), Hydrologie, Bewirtschaftungsmonat, Rohwasserqualität und Betriebskosten der Gewinnungsanlagen auf. Sie müssen für einen zukünftigen Zeitraum mit hoher Genauigkeit prognostiziert werden, um die optimale Entnahmeverteilung zuverlässig bestimmen zu können.

4.5.1.1 Prognose der Rohwasserqualität

Die Rohwasserqualität in den Wassergewinnungsanlagen wird durch geogene Einflüsse und anthropogene Handlungen im Zustrombereich beeinflusst. Ein ausgeprägter Jahresgang der Qualitätsparameter ist im Grundwasser meist nicht zu beobachten, da neben Retardationseffekten auch Durchmischungsvorgänge dazu führen, dass ausgeprägte Spitzen, die z.B. durch intensive landwirtschaftliche Düngung im Zustrombereich während der Vegetationsperiode entstehen, im Rohwasser der Brunnen nicht oder nur gedämpft abgebildet werden. Plötzliche Konzentrationsänderungen von Wasserinhaltsstoffen deuten eher auf „Unfälle“ im direkten Zustrombereich hin. Die Trägheit, mit der die Konzentrationen im Rohwasser auf Einträge in das Grundwasser reagieren, ist für die Prognose der Qualitätsparameter von Vorteil, da davon ausgegangen werden kann, dass sich die Qualität des Rohwassers innerhalb kurzer Zeiträume nur unwesentlich verändert. In diesem Fall ist es möglich, die zuletzt gemessene Konzentration – ggf. unter Berücksichtigung eines langfristigen Trends – als Eingangsgröße für die Bewirtschaftungsoptimierung zu verwenden. Dieses Vorgehen ist dann zulässig, wenn der zu erwartende Fehler klein gegenüber der Gesamtkonzentration ist und das Aktualisierungsintervall der Messungen in der Größenordnung des zu optimierenden Zeitraums liegt. Wichtige Hinweise auf die Veränderlichkeit der Parameter liefern Ganglinien (Abb. 4.28).

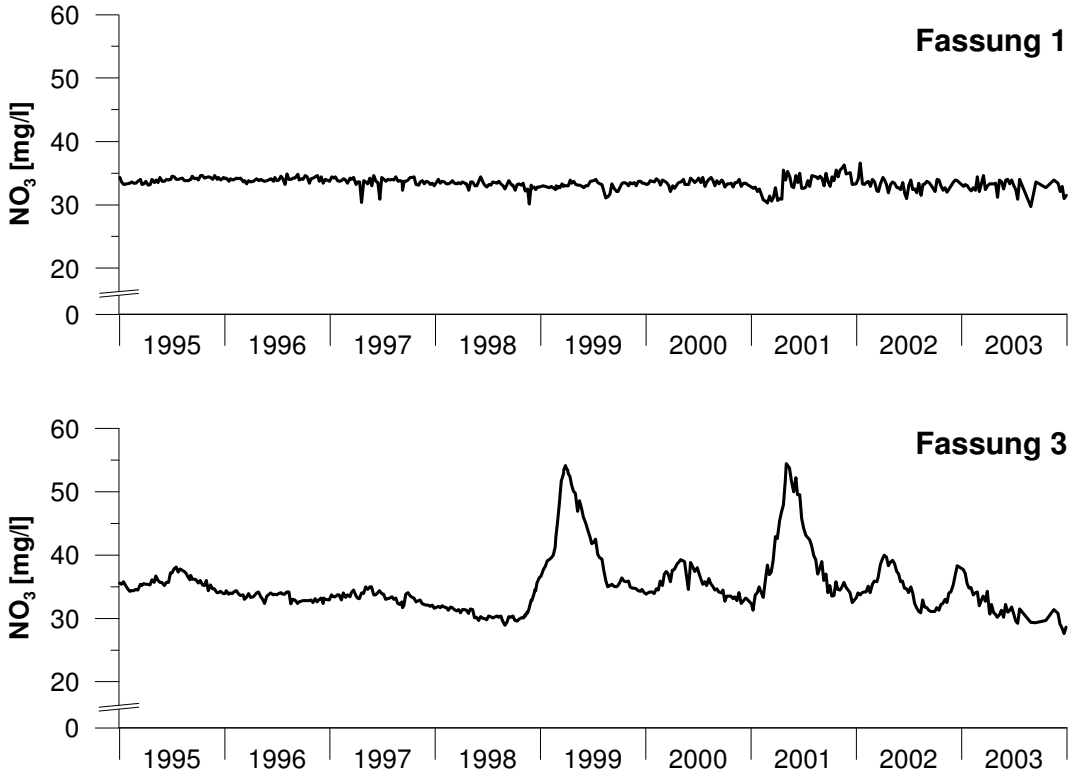


Abb. 4.28: Verlauf der Nitratkonzentrationen im Rohwasser der Fassungen 1 und 3 im Donauried

Abb. 4.28 zeigt die Nitratkonzentration im Rohwasser der Fassungen 1 und 3 im Untersuchungsgebiet Donauried. Die Konzentrationen wurden in der Regel wöchentlich bestimmt. Der mittlere Vorhersagefehler für die jeweils nächste Woche liegt im dargestellten Zeitraum bei der Fassung 1 bei 0,6 mg/l, im Fall der Fassung 3 bei 0,7 mg/l. Der maximale Fehler beträgt 4,6 mg/l (Fassung 1) bzw. 4,4 mg/l (Fassung 3). Trotz der unterschiedlichen Charakte-

ristiken der Ganglinien ist der Prognosefehler für die nächste Woche bei beiden Fassungen nahezu identisch.

Die Prognosefehler sind in beiden Fällen annähernd normalverteilt, eine Abhängigkeit der Fehler voneinander ist nicht zu beobachten. Um die Auswirkung einer fehlerhaften Prognose der Nitratkonzentration auf die optimale Entnahmeverteilung zu überprüfen, wird ein Set mit 100 normalverteilten Zufallszahlen generiert, die zur tatsächlichen Nitratkonzentration hinzuaddiert werden. Die generierten Zufallszahlen streuen um den Mittelwert x_m = 0,0 mg/l mit einer Standardabweichung von σ = 1,0 mg/l. Dies entspricht in etwa den oben ermittelten Fehlern für einwöchige Prognosen der Nitratkonzentration im Rohwasser der beiden Fassungen im Donauried (Fassung 1: x_m = 0,01 mg/l, σ = 0,91 mg/l; Fassung 3: x_m = 0,02 mg/l, σ = 1,02 mg/l). Zur Beurteilung der Auswirkungen wird wiederum das Prinzipbeispiel untersucht. Die generierten Fehler werden zu den (bekannten) Nitratkonzentrationen des Rohwassers in den drei Brunnen hinzuaddiert und die Entnahmeverteilung für eine Gesamtentnahme von 200 l/s optimiert (vgl. Kap. 4.4.4).
Prognostizierte Nitratkonzentration während des Prognosezeitraums (ZZ = standardnormalverteilte Zufallszahl):

- Brunnen 1: $C_{Nitrat,\ Br.1}$ = 20 mg/l + ZZ(x_m = 0 mg/l, σ = 1 mg/l)
- Brunnen 1: $C_{Nitrat,\ Br.2}$ = 25 mg/l + ZZ(x_m = 0 mg/l, σ = 1 mg/l)
- Brunnen 1: $C_{Nitrat,\ Br.3}$ = 30 mg/l + ZZ(x_m = 0 mg/l, σ = 1 mg/l)

Erwartungsgemäß liegen die Mediane der Förderraten im Bereich der in Tab. 4.11 berechneten Werte. Die anderen Werte schmiegen sich eng an diese an, d.h. trotz der Unsicherheit bei der Prognose liefert das Optimierungssystem relativ stabile Optimierungsergebnisse.

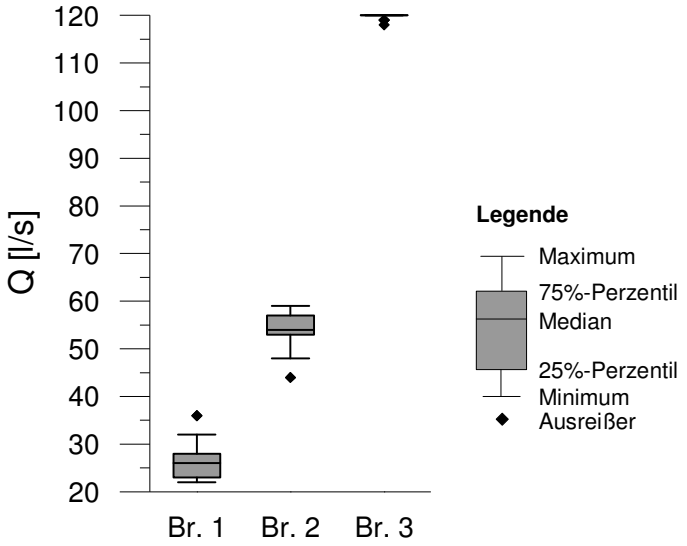


Abb. 4.29: Optimierte Entnahmeraten für Q_{ges} = 200 l/s bei Berücksichtigung eines Prognosefehlers für die Nitratkonzentration in den Rohwässern (Whisker-Box-Darstellung)

Die Prognose der Rohwasserqualitätsparameter für einen zukünftigen Zeitraum ist immer mit Unsicherheiten behaftet. Wie groß die Unsicherheit in Abhängigkeit vom Prognosezeitraum ist, kann anhand von Ganglinien aus der Vergangenheit abgeschätzt werden. Je kleiner die Schwankungen sind, denen ein Parameter unterworfen ist, desto länger kann der Prognosezeitraum gewählt werden.

4.5.1.2 Prognose der Betriebskosten für die Wassergewinnung und -aufbereitung

Die Betriebskosten von Wassergewinnungsanlagen werden in den Betriebskostenrechungen der Wasserversorger jährlich rückwirkend für das vorangegangene Jahr berechnet. Entsprechend der Gl. 3.4 sind für die Berechnung des spezifischen Wasserpreises die Energiekosten, die Kosten der Stoffe zur Wasseraufbereitung und ggf. das Wasserentnahmeentgelt zu berücksichtigen. Das Wasserentnahmeentgelt, das der Wasserversorger für jeden entnommenen Kubikmeter Wasser an sein Bundesland zu bezahlen hat, ist dabei vergleichsweise sicher abzuschätzen, da es sich nicht von Jahr zu Jahr ändert. Anders verhält es sich beim Energiepreis und den Kosten für die Stoffe zur Wasseraufbereitung, die den Gesetzen des freien Marktes und damit z.T. starken jährlichen Schwankungen unterworfen sind.

Die Abschätzung der gewinnungsanlagenspezifischen Betriebskosten für einen Zeitraum in der Zukunft ist folglich grundsätzlich mit Unsicherheiten behaftet, welche die Teilbewertung für die Wasserversorgung und das Gesamtergebnis beeinflussen können. Es ist daher ratsam, die Bereitstellungskosten im Laufe eines Jahres mehrmals (z.B. quartalsweise) zu kontrollieren, um den Prognosefehler klein zu halten.

4.5.1.3 Prognose der Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung stellt die zentrale unbeeinflussbare Randbedingung für die Grundwasserbewirtschaftung dar (HAARHOFF, 1990). Sie bestimmt maßgeblich die im Gebiet vorherrschenden Grundwasserstände. Da die Grundwasserneubildung zeitlich und räumlich unterschiedlich stark ausgeprägt sein kann – beispielsweise auch durch Grundwasserneubildung aus Oberflächengewässern – kommt der zuverlässigen Vorhersage der Grundwasserneubildung für den Optimierungszeitraum eine zentrale Bedeutung für die optimale Steuerung der Grundwasserentnahmen zu.

HAARHOFF (1990) untersuchte die Güte unterschiedlicher Prognoseverfahren für die Grundwasserneubildung am Beispiel des Wassergewinnungsgebietes Fuhrberger Feld. Dabei gelangt er zu folgenden Erkenntnissen:

1. Die Berücksichtigung des Jahresganges der Grundwasserneubildung allein durch Monatsmittelwerte aus historischen Beobachtungen liefert für mittlere Verhältnisse brauchbare Ergebnisse, schränkt aber in Extremjahren den Steuerungsspielraum ein.
2. Die gängigen Zeitreihenanalyseverfahren weisen für Vorhersagen der Grundwasserneubildung von über sechs Monaten nicht mehr akzeptable Fehler auf (Dominanz des stochastischen Anteils an der Grundwasserneubildung).
3. Eine Verkürzung des Vorhersagezeitraumes sowie eine ständige Aktualisierung der Eingangsdaten für die Zeitreihenanalyse können zu einer Verbesserung der Prognosegenauigkeit führen. Die Auswirkungen der verbleibenden Restfehler können vernachlässigt

werden, wenn das Grundwassersystem gedämpft auf die um den tatsächlichen Wert schwankenden Abweichungen der Grundwasserneubildung reagiert. Durch die Verkürzung des Vorhersagezeitraumes von zwölf Monaten auf einen Monat konnten die mittleren Vorhersagefehler im Fuhrberger Feld um ca. 50% verringert werden.

4. Die besten Prognosen für die Grundwasserneubildung konnten mittels einer gekoppelten Vorhersage erzielt werden. Hierbei wurde dem langjährigen mittleren periodischen Verhalten der Trend aus den letzten zwei Jahren vor der Prognose mit einem Polynom 2. Ordnung überlagert. Die stochastischen Anteile wurden vernachlässigt.

Ein bewährtes Hilfsmittel zur Simulation von hydrologischen Größen stellt das statistische Verfahren der Zeitreihenanalyse dar. Bei der Zeitreihenanalyse wird davon ausgegangen, dass sich eine Zeitreihe X(t) aus einem deterministischen Anteil D(t) und einem Zufallsanteil Z(t) zusammensetzt (4.4). Der deterministische Teil besteht dabei aus einem langfristigen Trend T(t) und einem periodischen Anteil P(t), beispielsweise einem Jahresgang (BÁRDOSSY, 2003).

$$X(t) = D(t) + Z(t) = T(t) + P(t) + Z(t) \tag{4.4}$$

Der Trendanteil T(t) ist bei vielen hydrologischen Größen meist vernachlässigbar klein (BÁRDOSSY, 2003). Der periodische Anteil P(t) spiegelt den um den Trendanteil T(t) bereinigten „Mittelwertfall“ wider. Hydrologische Größen weisen in aller Regel einen jährlichen Zyklus auf, während beispielsweise die Wasserabgabe von Wasserversorgungsunternehmen einen ausgeprägten wöchentlichen Zyklus aufweist (MANIAK, 1992).
Eliminiert man aus dem Zeitwert X(t) den Trend- und den periodischen Anteil, so verbleibt ein Zufallsanteil Z(t), der in der Hydrologie oftmals eine dominante Rolle spielt. Der Zufallsanteil lässt sich wiederum in einen systematischen Fehler, der von den vorangegangen Werten abhängt, und einen zufälligen Fehler ε unterteilen. Systematische Fehler können mittels der Autokorrelation-Funktion identifiziert und per Autoregression berechnet werden. Der einfachste autoregressive stationäre Prozess ist das sogenannte Markov-Modell (MANIAK, 1992; BRAS & RODRÍGUEZ-ITURBE, 1993). In diesem Fall hat das System ein „Gedächtnis“ von einem Zeitschritt, der Wert ist demnach nur von dem unmittelbar vorangegangenen Wert beeinflusst. Ist die Verteilung der zufälligen Fehler ε(t) des Zufallanteils bekannt (hier wird meist eine Normalverteilung angenommen), können mittels zufallsgenerierter Werte hydrologische Prognosen erstellt werden. Einen Überblick über weitere hydrologische Simulationsverfahren bieten RODRÍGUEZ-ITURBE (1993) und MANIAK (1992).

Die Vernachlässigung des stochastischen Anteils bei HAARHOFF (1990) ist wohl auf den hohen Einfluss des Niederschlags als Speisungsgröße für die Grundwasserneubildung zurückzuführen. Der Niederschlag kann als rein zufällige Größe angesehen werden, der sowohl eine hohe zeitliche wie auch räumliche Variabilität aufweist. Vom zeitlichen Aspekt her ist eine Autoregression höchstens auf Tagesbasis zu finden. Nach DYCK & PESCHKE (1995) wirken neben dem Niederschlag auch die aktuelle Evapotranspiration, der Grundwasserflurabstand und die Sickerwassergeschwindigkeit in der ungesättigten Bodenzone auf die Grundwasserneubildung ein, die sich in der Regel besser abschätzen lassen.

Prinzipiell ist es hinsichtlich der Prognose der Grundwasserneubildung daher besser, möglichst kurze Prognosezeiträume zu wählen und die Eingangsdaten für die Zeitreihenanalyse kontinuierlich zu aktualisieren. Dieser Aufwand ist vor allem dann gerechtfertigt, wenn die Hydrologie die dominante Rolle bezüglich der Entnahmesteuerung spielt.

4.5.1.4 Prognose des Niederschlags und des Versorgungsgrades

Der Einfluss des Niederschlags auf das Optimierungsergebnis beschränkt sich nicht allein auf die Grundwasserneubildung, er ist auch in Bezug auf die Festlegung der Zielfunktionen für die Landwirtschaft von Bedeutung. Wie in Kap. 3.3.2.1 beschrieben wurde, ist für die Landwirtschaft ein ausgeglichener Bodenwasserhaushalt eine wesentliche Voraussetzung für die Erzielung maximaler Erträge. Bei einer Unterschreitung des 40% nFK-Kriteriums auf mineralisch-terrestrischen Böden kann die Anhebung des Grundwasserstandes zu einer verbesserten Wasserversorgung des Bodens durch kapillaren Aufstieg führen. Es muss daher abgeschätzt werden, ob im Optimierungszeitraum der Versorgungsgrad von 40% nFK unterschritten wird oder nicht.

Der Bodenwasserhaushalt bestimmt sich aus mehreren zeitabhängigen Einflussfaktoren, die sich unterschiedlich genau prognostizieren lassen:

- Bodenwassergehalt zum Zeitpunkt t_0
- Zusickernde Wassermenge aus Niederschlag
- Austausch mit dem Grundwasser
- Wasserentzug durch Pflanzen

Der Wassergehalt des Bodens zu einem Zeitpunkt t_0 lässt sich mittels gravimetrischer Messung oder der TDR-Sonden sehr genau bestimmen (HARTGE & HORN, 1999). Die mit dem Grundwasser innerhalb eines Zeitschritts ausgetauschte Wassermenge hängt vom Flurabstand und der Saugspannung in der ungesättigten Zone ab, während beim Wasserentzug durch die Vegetation die aktuelle Evapotranspiration und die Wurzelraumtiefe von Bedeutung sind. Diese Größen können vergleichsweise gut prognostiziert und berechnet werden, da sie sich ihre Muster von Jahr zu Jahr wiederholen. Obwohl auch diese Prognosewerte fehlerbehaftet sind, so sind die Fehler doch im Vergleich zu der Einflussgröße Niederschlag vernachlässigbar gering. Sowohl in seiner räumlichen als auch seiner zeitlichen Verteilung in Intensität und Menge stellt er eine nahezu zufällige Variable dar. Der Niederschlag ist die wohl am schwierigsten zu prognostizierende hydrologische Größe. Weder der Zeitpunkt und Ort für den Beginn eines Niederschlagereignisses noch seine Intensität können mit ausreichender Genauigkeit vorhergesagt werden (DYCK & PESCHKE, 1995).

Die Weiterentwicklung von meteorologischen Vorhersageverfahren hat in den letzten Jahren die Qualität der kurz- (bis 3 Tage) und mittelfristigen (bis 10 Tage) Wettervorhersage z.B. für Temperatur und Wind stetig verbessert. Im Gegensatz dazu gibt es beim Niederschlag heute noch die gleichen Defizite wie Ende der achtziger Jahre. Während die Prognosegüte (ausgedrückt als Reduzierung der Varianz) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) für die Tagesmitteltemperatur seit dieser Zeit um 48% verbessert werden konnte, gab es bei der Niederschlagsprognose (Niederschlag ja/nein) praktisch keine Verbesserung (0,5%) (HENSE et al.,

2003). Die quantitative Niederschlagsvorhersage des DWD ist von so geringer Qualität, dass sie für viele Anwendungen z.B. in der Hydrologie kaum nutzbar ist. Die Vorhersagegüte (ausgedrückt als Heidke Skill Score) ist dabei umso schlechter, je größer die tatsachlich beobachtete Niederschlagsmenge ist: für Niederschläge mit über 10 mm in 12 Stunden beträgt sie gerade einmal 20% (HENSE et al., 2003).

Die Bestimmung von Niederschlagsmengen mittels deterministischer Methoden liefert demnach keine befriedigenden Ergebnisse, um als Eingangsgröße für Bodenwasserhaushaltsmodelle fungieren zu können. In der Hydrologie hat sich daher die Beschreibung und Modellierung von Niederschlagsereignissen mittels stochastischer Modelle durchgesetzt. Problematisch bei der stochastischen Beschreibung stellt sich insbesondere die intermittierende Eigenschaft des Niederschlags (nass/trocken) dar (BÁRDOSSY, 1993).
Drei Grundtypen von Zeitreihenmodellen des Niederschlags können unterschieden werden (DYCK & PESCHKE, 1995):

- Zeitreihenmodelle für Auftreten und Dauer von Niederschlägen; hier zeigen das Markov-2-Modell, der Markov-Erneuerungsprozess mit der Maximum-Likelihood-Parameterschätzmethode und das DARMA(1,1)-Modell befriedigende Ergebnisse.
- Diskrete Zeitreihemodelle für Niederschlagsmengen.
- Kontinuierliche Modelle für Niederschlagsauftreten und Niederschlagsmengen; hier hat sich das Neyman-Scott-Rechtecksimpuls-Modell bewährt.

Einen umfassenden und leistungsfähigen Ansatz zur Beschreibung der räumlich-zeitlichen Variabilität des Niederschlags stellt BÁRDOSSY (1993) vor. Sein Ansatz eines an Großwetterlagen gekoppelten Modells des Tagesniederschlags basiert auf der Transformation eines multivariaten autoregressiven Prozesses, dessen Parameter von der jeweiligen Großwetterlage abhängen. Das Auftreten von Großwetterlagen wird dabei durch ein nicht ortsspezifisches Semi-Markov-Modell erfasst, ein mehrdimensionales AR(1)-Niederschlagsmodell charakterisiert die Niederschlagsereignisse für gegebene Großwetterlagen. Mit Hilfe der geostatistischen Regionalisierung lassen sich mit diesem Modell auch Niederschlagszeitreihen für Punkte ohne Beobachtungswerte generieren.

Die starke Abhängigkeit des Bodenwassergehalts vom Niederschlag führt dazu, dass auch der Versorgungsgrad des Bodens für einen längeren Zeitraum nur schwierig zu prognostizieren ist. Eine zuverlässige Abschätzung des Versorgungsgrades anhand von Bodenwasserhaushaltsberechnungen mit prognostizierten Niederschlägen ist wenig erfolgversprechend. Von Vorteil für kurzfristige Prognosen ist die Trägheit des Systems, mit der es auf die äußeren Randbedingungen reagiert. Sie ermöglicht eine Anwendung der Zeitreihenanalyse auf den Parameter Versorgungsgrad. Die Zeitreihenanalyse setzt lange Zeitreihen mit Bodenwassergehaltsmessungen voraus, die allerdings in der Praxis selten zur Verfügung stehen. Alternativ kann die Zeitreihenanalyse auf Berechnungsergebnisse von Bodenwasserhaushaltsberechnungen angewandt werden. Ist das Modell zuverlässig geeicht, entfällt der Unsicherheitsfaktor Niederschlag, da nur tatsächlich gemessene Werte bei den Berechnungen verwendet werden.

4.5.2 Wahl eines geeigneten Prognosezeitraums unter Berücksichtigung von Wirtschaftlichkeitsaspekten

In den vorangegangenen Abschnitten wurde gezeigt, dass die Prognosen der Randbedingungen für die Entnahmesteuerung mit teils erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Diese Unsicherheiten nehmen mit länger werdenden Prognosezeiträumen zu, so dass bei zu langen Zeiträumen die Wahrscheinlichkeit hoch ist, dass sich die ermittelte optimale Entnahmeverteilung im Nachhinein als unzutreffend herausstellt. Bei sehr kurzen Prognosezeiträumen können die Randbedingungen zwar zuverlässig abgeschätzt werden, gleichzeitig steigt jedoch der Aufwand, der für die Datengewinnung, Modellnachführung und Anwendung des Optimierungssystems betrieben werden muss. Der Einsatz des Bewirtschaftungswerkzeugs kann dadurch für den Anwender unwirtschaftlich werden. Es gilt daher, einen geeigneten Prognosezeitraum für die Grundwasserbewirtschaftung zu bestimmen, der einerseits eine weitgehend abgesicherte Entnahmestrategie ermöglicht, andererseits aber auch im Einklang mit der angestrebten Wirtschaftlichkeit steht.
Als wesentliche zeitabhängige Einflussgrößen für die Grundwasserbewirtschaftung wurden die Randbedingungen Rohwasserqualitäten, Betriebskosten, Bewirtschaftungsmonat, Versorgungsgrad und Grundwasserneubildung identifiziert. Die maximale Länge des Prognosezeitraums ist von der Dynamik und damit der Prognostizierbarkeit dieser Einflussgrößen abhängig, die sich von Wassergewinnungsgebiet zu Wassergewinnungsgebiet unterscheiden. Im Hinblick auf die im Fallbeispiel Donauried gewonnenen Erkenntnisse wird ein Prognosezeitraum zwischen 14 Tagen und einem Monat für die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung vorgeschlagen. Als limitierender Faktor hinsichtlich längerer Prognosezeiträume wird die Unsicherheit bei der Vorhersage des Niederschlags gesehen, der einen entscheidenden Einfluss sowohl auf die Hydrologie als auch auf den Versorgungsgrad ausübt. Am Ende des Prognosezeitraums muss das Grundwassermodell an die tatsächlichen Verhältnisse angepasst und anhand von Messwerten nachgeführt werden, um so für den folgenden Zeitraum wieder möglichst exakte Startbedingungen für die Optimierungsrechnungen zu erhalten.

Wasserversorgungsunternehmen sind bei der Gesamtentnahme an den Trinkwasserverbrauch gebunden. Um kein überschüssiges Wasser aufbereiten zu müssen, wird deshalb dem System nur so viel Wasser wie nötig entnommen. Das bedeutet aber, dass die Gesamtentnahme selbst auch zeitlichen Schwankungen unterworfen ist. MORGENSCHWEIS (1995) zeigt für den Ruhrverband, dass der Trinkwasserverbrauch wesentlich von bestimmten äußeren Einflüssen abhängt (Wochentag und maximale tägliche Lufttemperatur), so dass die notwendige Gesamtentnahme in gewissen Grenzen abgeschätzt werden kann. Der vorgeschlagene Prognosezeitraum ist für ein Wasserversorgungsunternehmen als relativ lange einzustufen. Innerhalb dieses Zeitraumes können sich Änderungen bezüglich der zu gewinnenden Gesamtentnahme ergeben, die dazu führen, dass die mit dem Optimierungssystem bestimmten, erwarteten Auswirkungen nicht mehr eintreffen. Kann die prognostizierte Gesamtentnahme im Prognosezeitraum nicht eingehalten werden, so müssen neue Optimierungsrechnungen mit angepassten Entnahmeraten durchgeführt werden. Alternativ können die Optimierungsrechnungen für verschiedene Gesamtförderraten durchgeführt werden, so dass die Bewirtschaftung der Brunnen an die jeweilige Gesamtförderrate angepasst werden kann (HAAKH et al., 2004).

5 Fallbeispiel: Das Wassergewinnungsgebiet der Landeswasserversorgung im Donauried

5.1 Überblick über das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Donauniederung 20 km nordöstlich von Ulm und stellt den baden-württembergischen Anteil des Gesamtökotops Donauried dar, welches sich von Neu-Ulm bis Donauwörth entlang der Donau erstreckt. (HAAKH & SCHMID, 1996; ZETTLER et al., 1998). Es umfasst die Fassungsbereiche und die engere Wasserschutzzone des durch die Landeswasserversorgung genutzten Wasserschutzgebiets Donauried-Hürbe sowie das südlich daran anschließende, auf bayrischer Seite liegende Naturschutzgebiet „Leipheimer Moos“ (Abb. 5.1). Nach Nordwesten hin wird das Untersuchungsgebiet durch die Ausläufer der Schwäbischen Alb begrenzt, nach Südosten hin im wesentlichen durch die baden-württembergisch-bayerische Grenze. Es umfasst insgesamt eine Fläche von 55,84 km², die mittlere Höhe beträgt ca. 450 m ü. NN. Im folgenden wird für das Untersuchungsgebiet der Einfachheit halber auch der Begriff „Donauried“ verwendet.

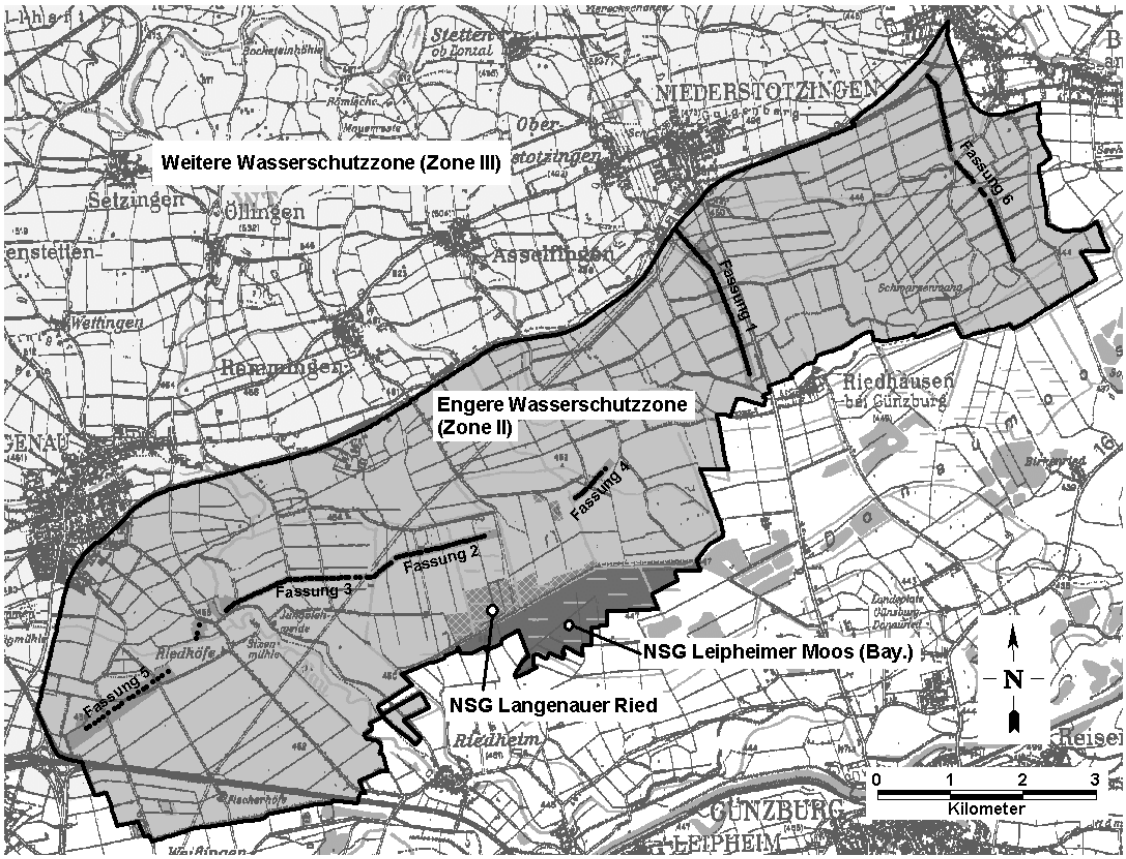


Abb. 5.1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet

Das Grundwassereinzugsgebiet mit einer Größe von über 400 km² erstreckt sich vom Donauried bis zur Karstwasserscheide auf der Hochfläche der Schwäbischen Alb. Das Wasserdargebot im Donauried stammt vor allem aus unterirdischen Zuflüssen der Schwäbischen Alb

(Karstwasser) sowie dem im Donauried versickernden Niederschlagswasser. Das jährliche Wasserdargebot beträgt im Mittel rund 130 Mio. m³ (Abb. 5.2).

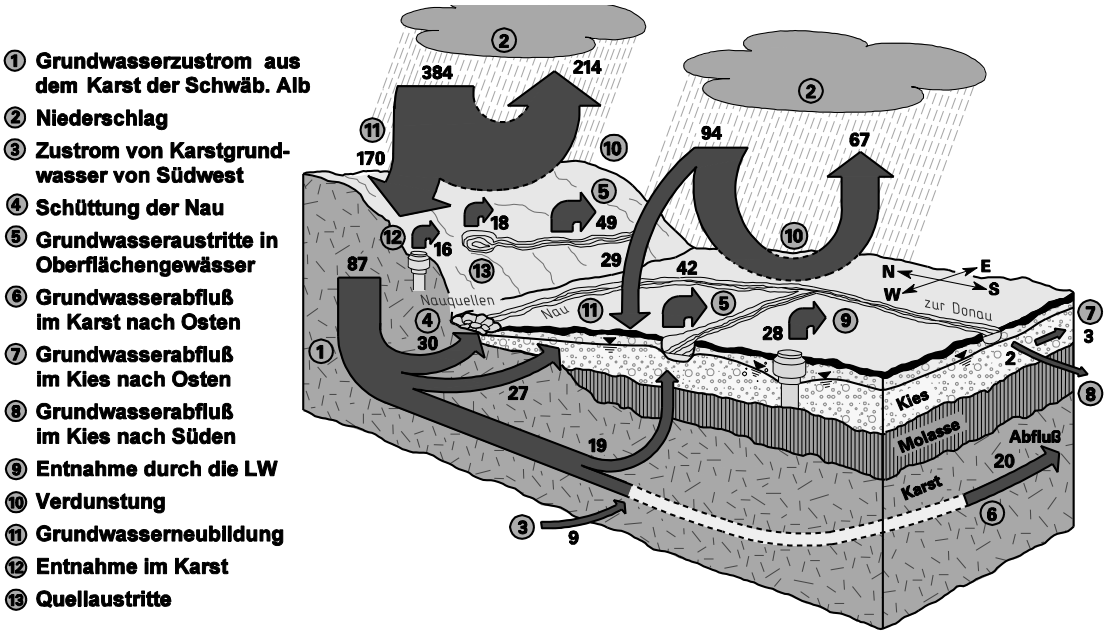


Abb. 5.2: Wasserbilanz des Donaurieds (Grafik: Landeswasserversorgung)

Geologie und Hydrogeologie

Bedingt durch den geologischen Aufbau sind die Grundwasserströmungsverhältnisse im Donauried und dessen Einzugsgebiet sehr komplex (EMMERT et al., 2000). Am Fließsystem sind quartäre Ablagerungen (Niedermoortorf, schluffig-tonige Deckschichten unterschiedlicher Genese und großflächige Ablagerungen sandiger Kiese), Ablagerungen der tertiären Molasse sowie die verkarsteten Bank- und Massenkalke der Schwäbischen Alb beteiligt (vgl. Anhang C).

Der Kiesaquifer im Donauried wird hauptsächlich von Karstgrundwasser gespeist, das im Bereich der Schwäbischen Alb aus Niederschlag neu gebildet wird, dem Schichtenfallen nach SO folgend Richtung Vorflut (Donau) fließt und am Nordrand des Rieds teilweise direkt, teilweise durch geringmächtige Molasse in den Kiesaquifer aufsteigt und in diesem abströmt. Die Grundwasserneubildung aus Niederschlag und versickerndes Oberflächenwasser im Ried selbst stellen weitere, jedoch untergeordnete Zuflusskomponenten zum Kies dar. Die Vorflut bilden die Gewässer und Entwässerungsgräben im Donauried. Im Torfaquifer ist die Strömung hauptsächlich von vertikalen Flüssen durch Niederschlag und vom Austausch von Grundwasser mit dem darunter liegenden Kiesaquifer geprägt (EMMERT et al., 2000).

Böden

Im Untersuchungsgebiet finden sich vorrangig grund- und oberflächenwasserbeeinflusste Böden, denen die wichtige Funktion einer Deck- und Schutzschicht des oberflächennah anstehenden Grundwassers zukommt. Über die Hälfte des Gebietes ist den torfreichen Anmoor- (Kartiereinheiten 18 bis 23) und Niedermoorböden (Kartiereinheiten 24 bis 28) zuzuordnen,

der Rest den Mineralböden. Ca. 1% der Gesamtfläche sind Auffüllungen oder bebaute Flächen (Abb. 5.3).

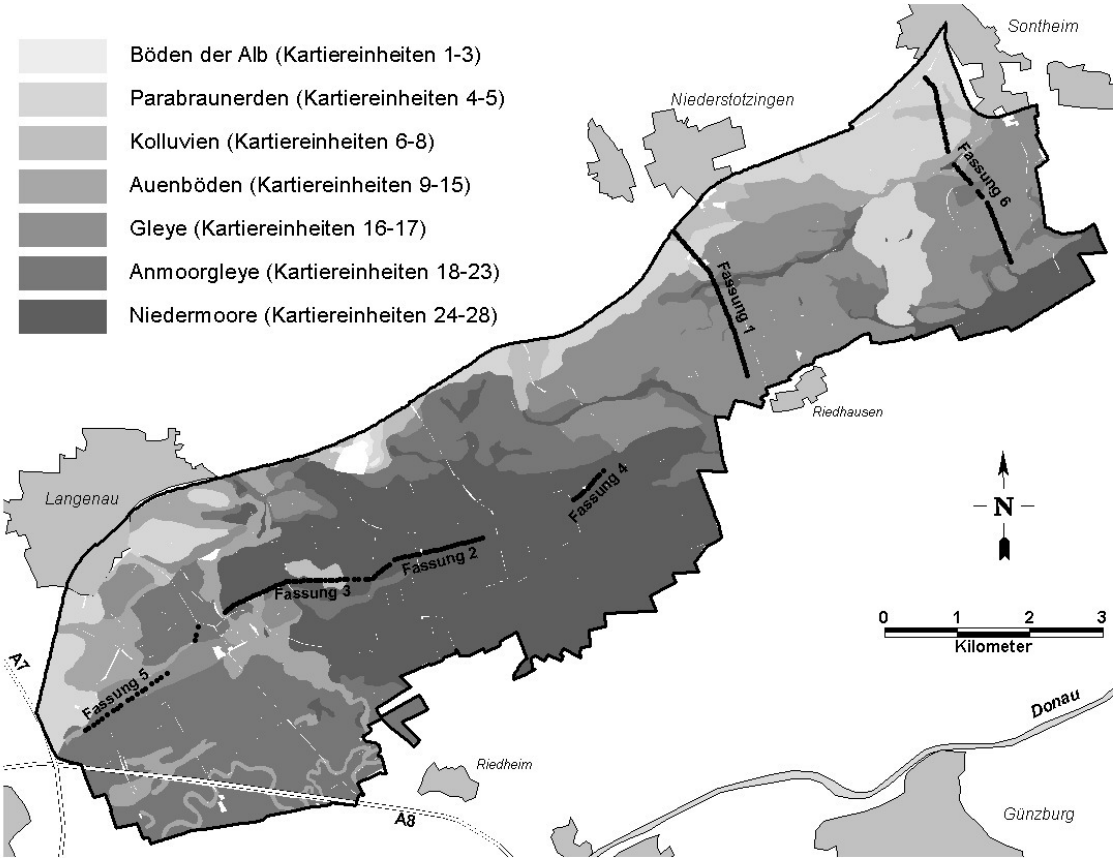


Abb. 5.3: Bodenkarte des Untersuchungsgebiets (Bodeneinheiten nach WEINZIERL, 1989)

Die Bodenkarte wurde bezüglich verschiedener wasserrelevanter Größen ausgewertet. Dabei wurden die nutzbaren Feldkapazitäten (nFK) der Böden bis 1 m Tiefe bestimmt (WEINZIERL, 1991). Weiterhin wurden die Grenzflurabstände für verschiedene kapillare Aufstiegsraten (5, 2 und 0,2 mm/d) unter Acker- und Grünlandnutzung bestimmt (WEINZIERL, 2002). Die Ergebnisse sind in Anhang D zusammengestellt.

Wassergewinnung im Donauried

Die Landeswasserversorgung wurde im Jahr 1912 als erste Fernwasserversorgung Baden-Württembergs gegründet. Seit 1917 wird das Grundwasservorkommen im Donauried für die Trinkwasserversorgung genutzt, jährlich werden ca. 28 Mio. m³ Grundwasser gefördert. Die 219 Brunnen sind in sechs Fassungsanlagen zusammengefasst. Die meisten Brunnen sind im ergiebigen Kiesgrundwasserleiter verfiltert; zwei Brunnen, die zur Fassung 5 gehören, fördern Wasser direkt aus dem Karst.

Betriebliche und hydraulische Aspekte machen es erforderlich, dass aus den Fassungen gewisse Mindestentnahmen gefördert werden. Diese können nicht unterschritten werden, ohne dass die Fassungen abgestellt werden müssen. Diese Mindestförderraten sind daher bei den Optimierungsrechnungen zu berücksichtigen.

Tab. 5.1: Übersicht über die Fassungsanlagen der Landeswasserversorgung im Donauried

Fassung	Gemarkung	Anzahl der Brunnen	Mindestförderrate aus betrieblichen Gründen	wasserrechtlich bewilligte Entnahmemenge
1	Niederstotzingen	46	70 l/s	750 l/s
2	Langenau	42	50 l/s	750 l/s
3	Langenau	42	70 l/s	650 l/s
4	Asselfingen	12	50 l/s	160 l/s
5 Kies	Langenau	18	50 l/s	345 l/s (davon max. 100 l/s aus dem Karst)
5 Karst	Langenau	2	100 l/s = const.	
6	Sontheim/Brenz	57	70 l/s	350 l/s

Alle Fassungen wurden nach dem Heberleitungsprinzip gebaut, so dass sich die einzelnen Brunnen in den Fassungen nicht unabhängig voneinander bewirtschaften lassen. Die zu optimierenden Größen sind daher die Förderraten der einzelnen Fassungen. Die Karstgrundwasserentnahme an der Fassung 5 wird bei den Optimierungen nicht berücksichtigt, da die Auswirkungen der Entnahme auf den Grundwasserstand im Kies- und Torfaquifer vernachlässigbar gering sind.

Rohwasserqualität

Ebenso wie in vielen anderen Wassergewinnungsgebieten konnte im Donauried in den vergangenen Jahrzehnten ein stetiger Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser beobachtet werden, den auch die 1988 eingeführte Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung bislang noch nicht nachhaltig umkehren konnte. Hauptsächlich für den Nitratanstieg verantwortlich ist die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Böden auf der Schwäbischen Alb und im Donauried. Diese führte dazu, dass die Nitratwerte seit den 30er Jahren von damals ca. 10 mg/l bis heute auf 30 bis 45 mg/l angestiegen sind (Tab. 5.2). Zeitweise wird im Rohwasser einzelner Fassungen der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l überschritten (Abb. 4.28). Eine Ausnahme bildet die Fassung 4, in deren Umfeld weitgehend nitratfreies altes Karstgrundwasser aufsteigt.

Da das Grundwasservorkommen im Donauried aus dem Karst der Schwäbischen Alb gespeist wird, ist es dem Typus der harten Hydrogencarbonatwässer zuzuordnen (Tab. 5.2; ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1987).

Tab. 5.2: Mittlere Nitratkonzentration und Gesamthärte in den Rohwässern der Fassungen

	Fassung 1	Fassung 2	Fassung 3	Fassung 4	Fassung 5 Kies	Fassung 6
mittlere Nitratkonzentration im Rohwasser (1988-2000)	32,8 mg/l	29,0 mg/l	36,5 mg/l	1,3 mg/l	47,0 mg/l	33,0 mg/l
mittlere Gesamthärte im Rohwasser (1988-2000)	19,80 °dH	24,59 °dH	22,36 °dH	22,96 °dH	26,32°dH	22,22 °dH

Wasseraufbereitung im Wasserwerk Langenau

Das Wasserwerk in Langenau ist das größte Wasserwerk der Landeswasserversorgung. 2003 wurden hier ¾ des insgesamt bereitgestellten Trinkwassers der LW aufbereitet und in das Fernleitungsnetz eingespeist. Ursprünglich nur zur Aufbereitung von Oberflächenwasser aus der Donau zu Trinkwasser vorgesehen, wurde 1989 zusätzlich eine Entcarbonisierungsanlage zur Reduzierung der Härte des Grundwassers in Betrieb genommen.

Das Wasserwerk bezieht sein Wasser aus drei Ressourcen:

- Grundwassergewinnung im Donauried
- Donauwasserentnahme in Leipheim
- Karst-Grundwassergewinnung in Burgberg

Die Ressourcen Donauwasserentnahme und Karst-Grundwassergewinnung Burgberg liegen außerhalb des Untersuchungsgebietes. Sie werden daher nicht in die Optimierungen miteinbezogen. Dennoch müssen sie bei der Ermittlung der Zielerträge der Wasserversorgung berücksichtigt werden, da sie einen Einfluss auf die Wasserqualität des abgegebenen Trinkwassers (Bewertungskriterium) haben.

Landnutzung und Vegetation im Donauried

Wie Abb. 5.4 zeigt, wird das Donauried heute überwiegend intensiv landwirtschaftlich genutzt (Ackerbau: 53,8 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets). Die Grünlandnutzung beschränkt sich im wesentlichen auf die Nahbereiche um die Grundwasserfassungen und die aufgrund periodisch auftretender Vernässungen schwierig zu bewirtschaftenden Flächen.

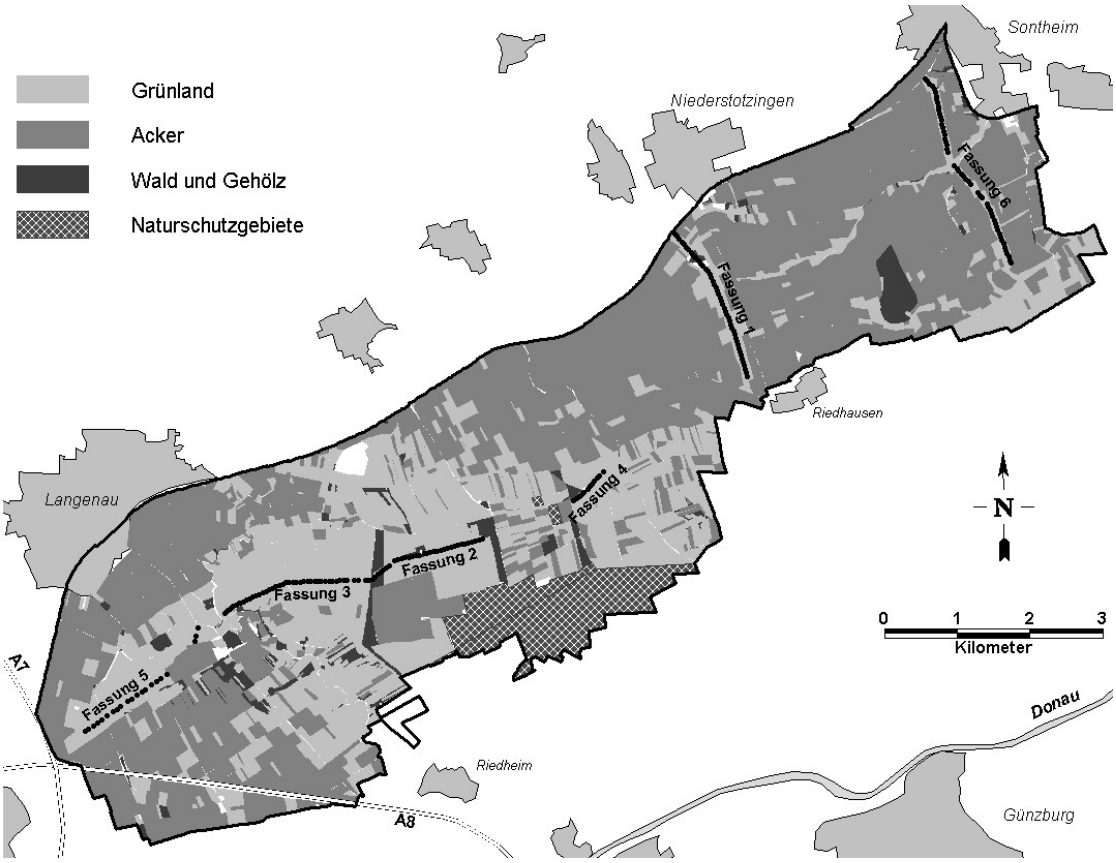


Abb. 5.4: Realnutzungskartierung des Donaurieds 1999

Weiterhin existieren im Untersuchungsgebiet zwei Naturschutzgebiete: das NSG „Langenauer Ried“ auf baden-württembergischer und das NSG „Leipheimer Moos“ auf bayerischer Seite. Nur noch 47% der Vegetation der Naturschutzschutzgebiete sind mit niedermoortypisch oder bedingt niedermoortypisch anzusprechen (EGLSEER, 2002; Abb. 5.5).

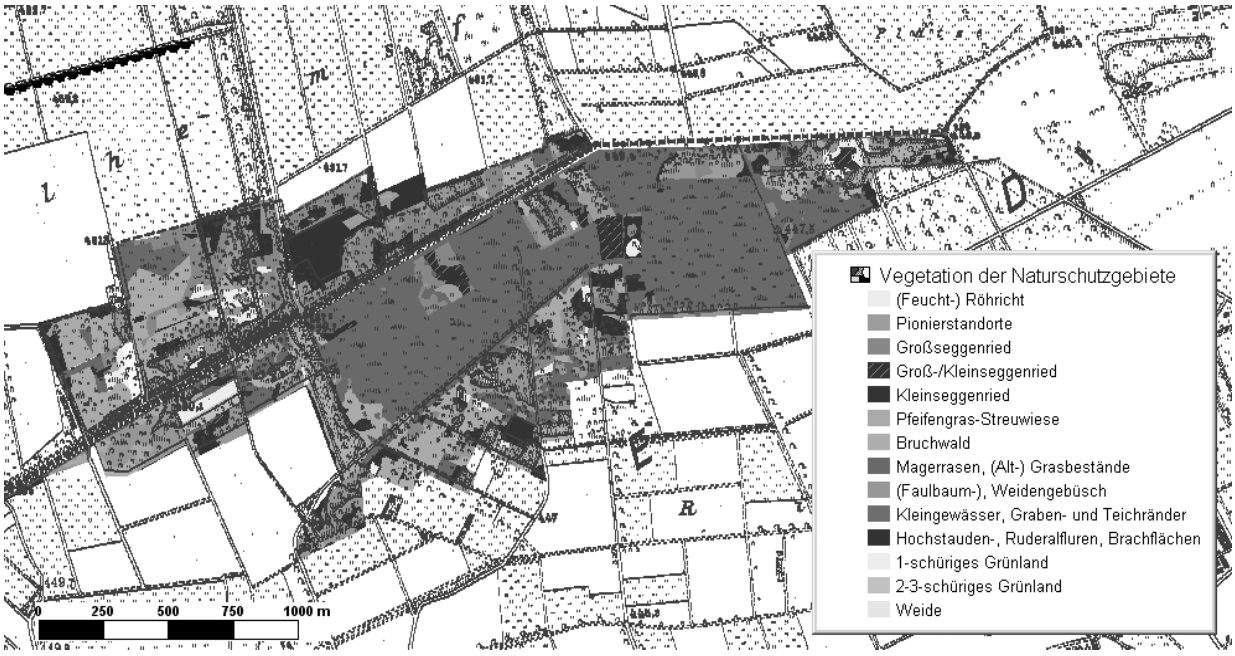


Abb. 5.5: Vegetation der Naturschutzgebiete Langenauer Ried und Leipheimer Moos

Tab. 5.3: Zuordnung der Vegetationsstrukturen nach MÄCK (2002) zu Biotoptypen gem. BfN-Standardbiotoptypenliste (LENKENHOFF & ROSE, 2003)

Vegetationsstruktur	**BfN-Standardbiotoptyp (RIECKEN et al., 2003)**	**BfN-Code**
(Feucht-) Röhricht	Röhrichte	38.
Großseggenried	Großseggenriede	37.
Kleinseggenried	waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe	35.01.02
Pfeifengras-Streuwiese	Pfeifengraswiesen	35.02.01
Bruchwald	Bruchwälder	43.02
Magerrasen, (Alt-)Grasbestände	artenreiches Grünland frischer Standorte	34.07.01
(Faulbaum-), Weidengebüsch	Gebüsch nasser bis feuchter organischer Standorte	41.01.03
Kleingewässer, Graben- und Teichränder	zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereichs	23.08
Hochstauden-, Ruderalfluren, Brachflächen	frische und nasse Ruderalstandorte	39.06.03

Schwerpunktbereiche

Neben der herausragenden Bedeutung als Wassergewinnungsgebiet für die Landeswasserversorgung ist das Donauried auch für die Landwirtschaft und den Naturschutz von hohem Wert. Dies führte in der Vergangenheit wiederholt zu spannungsgeladenen Konflikten zwischen den drei Grundwassernutzern. Im Jahr 1996 wurde das „Nutzungskonzept württembergisches Donauried“ ins Leben gerufen, eine interdisziplinäre Arbeitsgruppe unter dem Vorsitz des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Das Ziel der Arbeitsgruppe bestand darin, Entwicklungsperspektiven, Nutzungskonzepte und Maßnahmen für das Donauried unter Berücksichtigung der naturschutzfachlichen, landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Interessen zu erarbeiten (HAAKH, 1998). Als wesentliches Ergebnis der Arbeit dieser Arbeitsgruppe ist ein Kompromissvorschlag zur Nutzungsentflechtung im Donauried zu nennen. Es wurden Schwerpunktbereiche für die Landwirtschaft, den Naturschutz und die Wasserversorgung festgelegt, innerhalb derer sich die Interessen jeweils eines Nutzers möglichst unbeeinträchtigt von denen der anderen Nutzer verwirklichen lassen sollen (Abb. 5.6). Diese

Flächenpriorisierung wird den nachfolgenden Bewertungen und Optimierungen zugrunde gelegt.

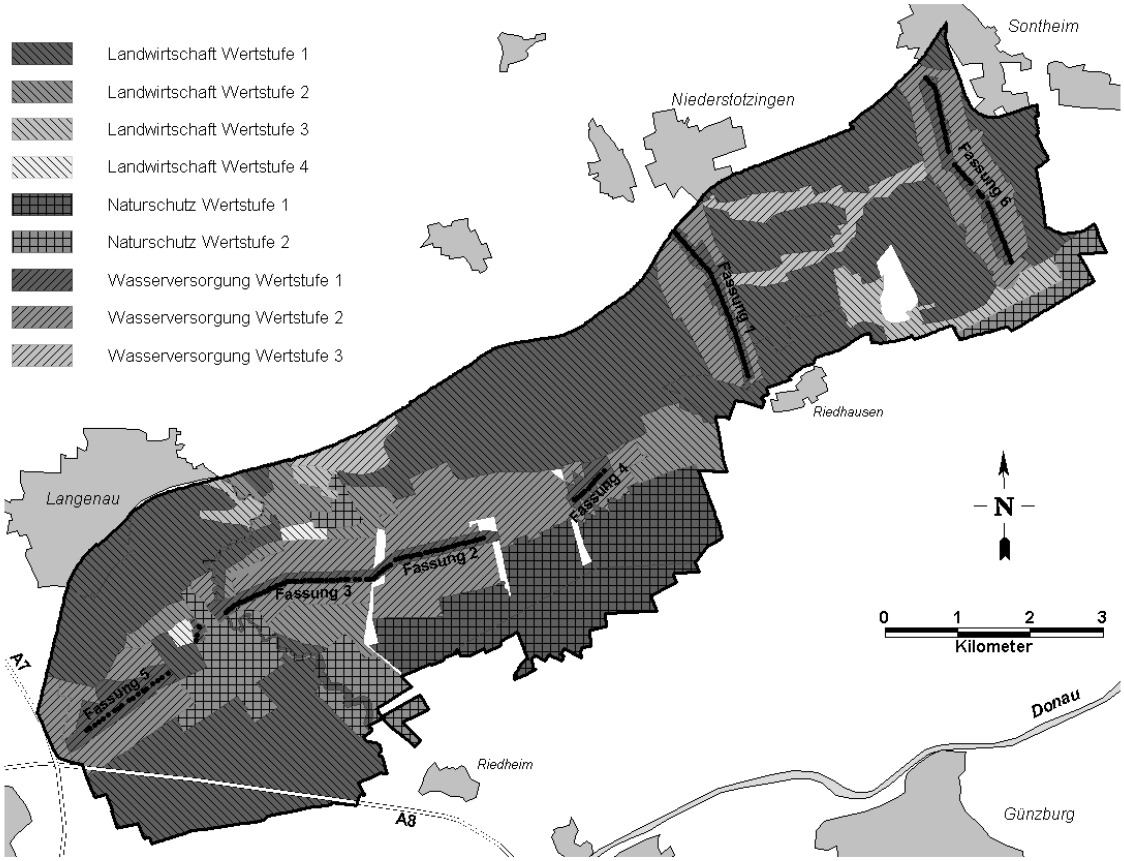


Abb. 5.6: Kompromissvorschlag zur Nutzungsentflechtung im Donauried: Schwerpunktbereiche

Instationäres Grundwassermodell

Für die Berechnung der Flurabstände im Untersuchungsgebiet steht ein instationär geeichtes numerisches Grundwassermodell zur Verfügung. Als Programmcode wird das Programmsystem MODFLOW verwendet (Finite-Differenzen-Verfahren). Dabei wird der Betrachtungsraum in Rechtecke unterteilt, die auf der Schwäbischen Alb 500 · 500 Meter und im Nahbereich der Fassungen im Donauried 50 · 50 Meter Kantenlänge besitzen. Die zeitliche Auflösung des Grundwassermodells beträgt 10 Tage, d.h. die instationär veränderlichen Randbedingungen bleiben innerhalb dieser 10 Tage konstant. Die komplexe hydrogeologische Struktur wurde mittels 5 Modellschichten nachgebildet (EMMERT et al., 2000; HAAKH et al., 2004). Im Modell ist außerdem ein instationäres Bodenwasserhaushaltsmodell implementiert, mit dem der Versorgungsgrad der Böden berechnet werden kann.

5.2 Bewertungskriterien und Zielfunktionen

Das Ziel der Untersuchungen im Donauried ist es, die Förderraten der sechs Kies-Grundwasserfassungen so zu optimieren, dass die Ansprüche der drei Nutzergruppen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz nach Möglichkeit ganzjährig befriedigt werden.

Durch die Optimierung der Fassungsentnahmen sollen Konfliktpotenziale zwischen den drei Gruppen minimiert und ein Beitrag zur nachhaltigen Nutzung der Ressource Grundwasser im Donauried geleistet werden.

5.2.1 Zielfunktionen für den Flurabstand

Die Zielfunktionen für den Flurabstand werden auf Basis der verfügbaren Datengrundlagen ermittelt (Maßstab 1:5.000 – 1:10.000):

- Bodentyp und Bodenart entsprechend Abb. 5.3
- Art der landwirtschaftlichen Nutzung entsprechend Abb. 5.4
- Vegetation entsprechend Abb. 5.5
- Schwerpunktbereiche entsprechend Abb. 5.6

Die Grundlagenkarten werden dazu an das Raster des Grundwassermodells angepasst. Die Anpassung wird im GIS vorgenommen, wobei jeder Berechnungszelle dasjenige Attribut zugewiesen wird, das prozentual die meiste Fläche einnimmt. Die resultierenden Rasterkarten werden im GIS überlagert und so eine Zielkarte auf Basis des Modellrasters geschaffen, die die Grundlage für die Festlegung der Zielfunktionen bildet.

5.2.1.1 Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Naturschutz

Die Festlegung der Zielfunktionen des Flurabstands im Schwerpunktbereich Naturschutz basiert auf einem von MÄCK (2002; veröffentlicht in SCHNECK, 2002) entwickelten Schlüssel der im Donauried vorkommenden Vegetationsstrukturen und Nutzungsformen (Tab. 5.4 und Tab. 5.5). Das fachliche Ziel des Naturschutzes für das Donauried ist die flächige Wiedervernässung des Niedermoorkörpers und somit die Wiederherstellung dessen ursprünglicher Umweltfunktion. Der Schwerpunktbereich Naturschutz wird in zwei Zonen unterteilt:

- in eine Kernzone, die die Naturschutzgebiete und weitere naturschutzrelevante, ungenutzte Flächen umfasst und
- in eine Pufferzone um die Kernzone, die gegenwärtig landwirtschaftlich genutzt wird.

Von den lokalen Naturschutzverbänden wurden die „Zielvegetation“ und die „Zielnutzung“ für die derzeit vorhandenen Vegetations- und Nutzungsstrukturen festgelegt. Diese stellen den Soll-Zustand für den Naturschutz im Donauried dar, der mit Hilfe der optimierten Grundwasserbewirtschaftung angestrebt werden soll. Ziel der Optimierungen ist somit nicht die Erhaltung des Ist-Zustands, sondern die Etablierung einer niedermoortypischeren Tier- und Pflanzenwelt vor dem Hintergrund der potenziellen Machbarkeit und unter Berücksichtigung von naturschutzfachlich wertvollen Lebensräume und Artengruppen, auch wenn diese nicht klassischerweise niedermoortypisch sind (HAAKH et al., 2004).
Die optimalen Flurabstände werden für die Kernzone also grundsätzlich anhand der „Zielvegetation“ festgelegt (Tab. 5.4). Der optimale Grundwasserstand muss in der Kernzone dann über oder knapp unter der Geländeoberkante liegen. Damit kann einerseits eine Rückquellung des Torfes, dort wo er noch Faserstrukturen aufweist, initiiert werden bzw. ein erneutes Torfwachstum beginnen, andererseits wird das Potenzial für die Ansiedlung von feuchtgebietstypischen Tier- und Pflanzenarten geschaffen. Einzige Ausnahme bilden die trockenen Mager-

rasenbestände im NSG Leipheimer Moos (Abb. 5.5), die aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung auch zukünftig erhalten bleiben sollen. Diese wertvollen Pflanzengesellschaften besiedeln heute die höchstgelegenen Flächen der Niedermoore. Dies bedeutet, dass das Herstellen eines niedermoortypischen Wasserstandes auch für diese Bereiche aufgrund der Reliefenergie des Gebietes in den tieferliegenden Arealen das Entstehen einer Seenlandschaft zur Folge hätte, was mit dem Ziel der Wiederherstellung eines Niedermoores nicht vereinbar wäre (MÄCK, 2004).

Tab. 5.4: Eckpunkte der Zielfunktionen auf den naturschutzbedeutsamen Flächen (Kernzone)

Gegenwärtige Vegetation	Zielvegetation	GFA_{min} [cm]	GFA_{opt1} [cm]	GFA_{opt2} [cm]	GFA_{max} [cm]
(Feucht-)Röhricht	Feuchtröhricht	-	-	10	20
Großseggenried	Großseggenried	-	-	10	15
Kleinseggenried	Kleinseggenried	-30	5	15	25
Übergang Klein- zu Großseggenried	Großseggenried	-	-	10	15
Pfeifengras-Streuwiese	Pfeifengras-Streuwiese	-10	10	40	60
Bruchwald	Bruchwald	-	-	30	40
trockene (Alt-)Grasbestände	trockene (Alt-)Grasbestände	30	50	-	-
wechselfeuchte (Alt-) Grasbestände	Kleinseggenried	-30	5	15	25
(Faulbaum-)Weidengebüsch	Bruchwald	-	-	30	40
Kleingewässer, Graben-/Teichränder	Kleingewässer, Graben-/Teichränder	-60	-50	-20	-10
Hochstauden-/Ruderalfluren, Brachflächen	Feuchtröhricht oder Großseggenried	-	-	70	80
Pionierstandorte (nach Entbuschung)	freie Entwicklung	-	-	10	20

In der Pufferzone werden die optimalen Flurabstände anhand der „Zielnutzung“ abgeleitet. Mit diesen Flurabständen soll der natürliche Torfabbau minimiert und eine Rückquellung des Torfes in den tieferen Bereichen initiiert werden. Dennoch soll weiterhin eine extensive Grünlandbewirtschaftung der Flächen möglich bleiben bzw. etabliert werden. Damit werden gleichzeitig wertvolle Lebensräume für eine Vielzahl von naturschutzrelevanten Arten geschaffen, die in der industrialisierten Landwirtschaft keinen Lebensraum mehr finden und die in der ehemaligen Natur- und Kulturlandschaft auch die Randbereiche und das Umfeld der nassen Bereiche der Niedermoore besiedelten.

Tab. 5.5: Eckpunkte der Zielfunktionen im land- u. forstwirtschaftl. genutzten Umfeld (Pufferzone)

Gegenwärtige Nutzungsform	Zielnutzung	GFA_{min} [cm]	GFA_{opt1} [cm]	GFA_{opt2} [cm]	GFA_{max} [cm]
Grünland 1-schürig	Pfeifengras-Streuwiese	-10	10	40	60
Grünland 2-3schürig	Grünland 2-3schürig	-10	10	70	80
Grünland 3-4schürig	Grünland 2-3schürig	-10	10	70	80
Extensivweide	Extensivweide	-10	10	70	80
Intensivweide	Extensivweide	-10	10	70	80
Flachtümpel, Mulden, Grabenränder	Bestandsschutz	-60	-50	-20	-10
Laubwald, Nadelwald, Gebüsch	Bruchwald	-	-	30	40
Brachflächen, Stilllegung	freie Entwicklung, ext. Grünlandnutzung	-10	10	70	110
Acker	freie Entwicklung, ext. Grünlandnutzung	-10	10	70	110

Zur Bewertung und Optimierung der instationären Verhältnisse werden die Zielfunktionen an die natürliche Dynamik der Torfgrundwasserstände angepasst. Dazu werden zunächst die vorhandenen Messdaten der Torf-Grundwassermessstellen im Gebiet begutachtet und ausge-

wertet. Die Datenquantität und -qualität der Torfmesswerte erlaubt es jedoch nicht, Jahresgänge für jede einzelne Zielvegetation bzw. Zielnutzung zu bestimmen. Daher werden die grundwassergeprägten Messstellen, die keinem Einfluss durch Gräben oder anderen Oberflächengewässern unterliegen, zusammengefasst und ein charakteristischer Jahresgang des Torfgrundwasserstands identifiziert (HAAKH et al., 2004). Der ermittelte Verlauf wird durch Messungen, die ESKUCHE 1952/53 auf anderen Standorten im Donauried bei Herbertingen noch unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen durchgeführt hatte, bestätigt.
Aus diesem Jahresgang und den Eckwerten aus Tab. 5.4 und Tab. 5.5 können nun die jahreszeitlich variablen Zielfunktionen für Vegetationsstrukturen und Nutzungsformen in monatlicher Auflösung generiert werden (Abb. 5.7). Die Toleranzbereiche der Flurabstände werden anhand von Literaturdaten und Erfahrungswerten für das Donauried festgelegt (EGLSEER, 2002).

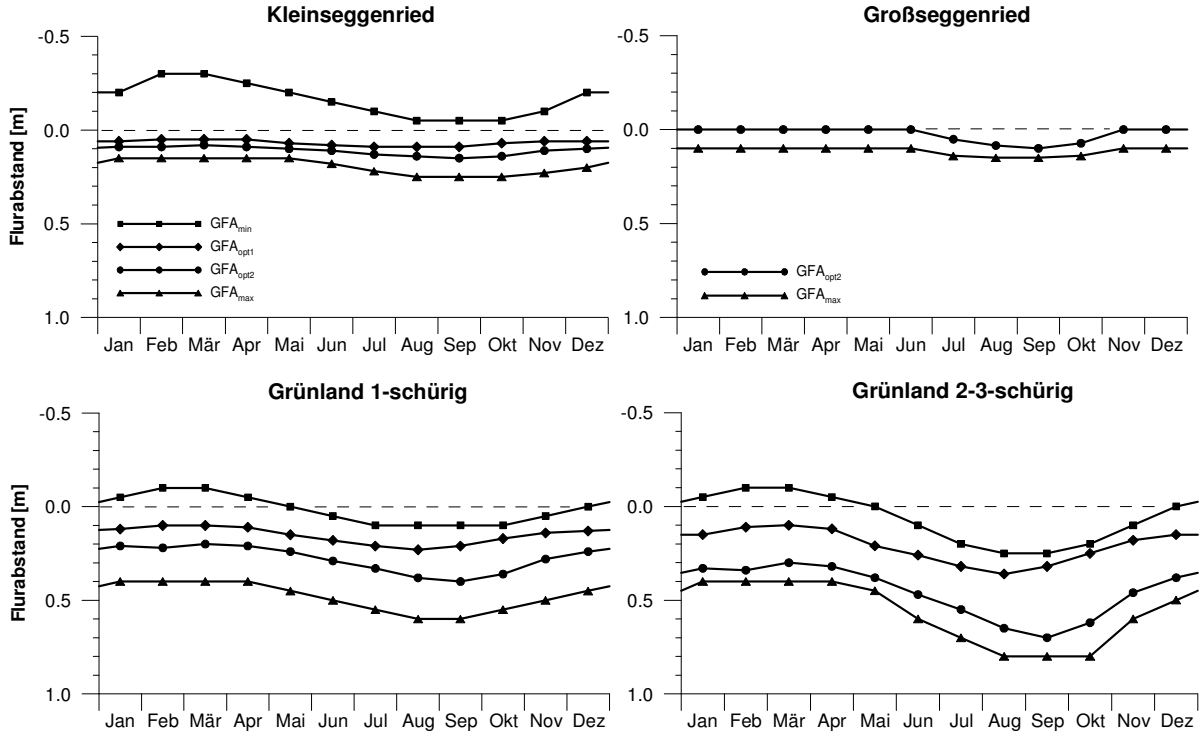


Abb. 5.7: Beispiele für die saisonal veränderlichen Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Naturschutz (gestrichelte Linie: Geländeoberkante)

5.2.1.2 Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Landwirtschaft

Für die Bewertung der Verhältnisse im Schwerpunktbereich der Landwirtschaft kann im Falle einer stationären Bewertung davon ausgegangen werden, dass der Versorgungsgrad des Bodens 40% nFK nicht unterschreitet. Die mineralisch-terrestrischen Böden benötigen in diesem Fall keinen kapillaren Anschluss an das Grundwasser. Die Untersuchungen von BRIEMLE & LEHLE (1991) im Donauried zeigen, dass unter normalen Bedingungen auch in den Sommermonaten nur an einzelnen Tagen Saugspannungen unter -800 cmWS (pF 2,9) erreicht werden. Das Donauried weist bedingt durch das Niederschlagsmaximum im Sommer insgesamt günstige Bodenfeuchteverhältnisse auf (HUGGER, 2001). Problematisch für die Landwirtschaft stellt sich die Vernässungsneigung der schweren Böden im Winter und Frühjahr

dar. Für die grundwasserabhängigen Böden (Anmoorgleye und Niedermoor; vgl. Abb. 5.3) wird aus Bodenschutzgründen unabhängig vom Versorgungsgrad immer ein kapillarer Anschluss an das Grundwasser gefordert. Für die Festlegung der Grenzflurabstände GFA_{opt2} und GFA_{max} werden die Mittelwerte aus Tab. D.1 in Anhang D für eine kapillare Aufstiegsrate von 5 bzw. 0,2 mm/d verwendet.
Im Fall der instationären Betrachtung kann der Versorgungsgrad unter 40% nFK abfallen und somit auch ein kapillarer Anschluss der mineralischen Böden an das Grundwasser notwendig werden. Damit ergeben sich auch für diese Böden Anforderungen bezüglich GFA_{opt2} und GFA_{max}.

Tab. 5.6: Eckpunkte der Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Landwirtschaft; die Werte in Klammern sind nur gültig, wenn der Versorgungsgrad von 40% nFK unterschritten wird

		Acker				**Grünland**			
	Boden-Kartiereinheit	GFA_{min} [cm]	GFA_{opt1} [cm]	GFA_{opt2} [cm]	GFA_{max} [cm]	GFA_{min} [cm]	GFA_{opt1} [cm]	GFA_{opt2} [cm]	GFA_{max} [cm]
Mineralische Böden	4	60	100	(130)	(210)	30	60	(100)	(190)
	5	60	100	(150)	(230)	30	60	(110)	(210)
	6	60	100	(110)	(110)	30	60	(80)	(120)
	7	60	100	(120)	(170)	30	60	(100)	(200)
	8	60	100	(150)	(230)	30	60	(110)	(210)
	9	60	100	(120)	(170)	30	60	(100)	(200)
	10	60	100	(140)	(200)	30	60	(110)	(160)
	11	60	100	(130)	(160)	30	60	(100)	(160)
	12	60	100	(130)	(160)	30	60	(100)	(160)
	13	60	100	(120)	(170)	30	60	(100)	(200)
	14	60	100	(160)	(230)	30	60	(110)	(210)
	15	60	100	(130)	(170)	30	60	(100)	(170)
	16	60	100	(150)	(240)	30	60	(110)	(210)
	17	60	100	(150)	(270)	30	60	(110)	(230)
Anmoorböden	18	70	110	150	230	40	70	110	210
	19	70	110	150	230	40	70	110	210
	20	70	110	130	170	40	70	100	170
	21	70	110	130	190	40	70	100	190
	22	70	110	120	200	40	70	100	180
	23	70	110	130	190	40	70	100	180
Niedermoor-böden	24	70	110	110	110	40	70	110	110
	25	70	110	110	110	40	70	110	110
	26	70	110	110	110	40	70	110	110
	27	70	110	110	110	40	70	110	110
	28	70	110	110	110	40	70	110	110

5.2.1.3 Zielfunktionen im Schwerpunktbereich Wasserversorgung

Die nitratreichen Deckschichten im westlichen Donauried können die Rohwasserqualität der Fassungen 2, 3 und 5 beeinträchtigen. Bedingt durch Mineralisierungsprozesse kommt es bei schnell ansteigenden Grundwasserständen zu Auswaschungseffekten und einem zusätzlichen Eintrag von Nitrat in das Grundwasser (vgl. Abb. 5.9 u. Abb. 5.10). Dieser Effekt ist prinzipiell davon abhängig, wie schnell das Grundwasser in die mineralisierten Bereiche des Bodens eindringt und sich wieder zurückzieht. Vollzieht sich dieser Vorgang langsam, dann stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Mineralisation und Denitrifikation ein. Bei den oftmals

kurzfristig verlaufenden Grundwasseranstiegen wird dieser Mechanismus nicht schnell genug wirksam und es kommt zu starken Nitrateinträgen in das Grundwasser (HAAKH & SCHMID, 1996; SCHMID, 1998). Angaben darüber, wie schnell bzw. wie langsam die Grundwasserstandsänderung ablaufen muss, damit der eine oder der andere Effekt eintritt, liegen nicht vor.

Um diesen Prozess dennoch im Bewertungssystem berücksichtigen zu können, werden Grundwasserstandsmessungen im Zustrombereich zu den Fassungen mit der Nitratkonzentration im Rohwasser verglichen. Der Vergleich zeigt, dass bei Anmoorböden unterhalb eines Flurabstands von ca. 90 cm und bei Niedermoorböden unterhalb eines Flurabstands von ca. 120 cm ein starker Anstieg der Nitratkonzentration zu erwarten ist. Diese Flurabstände werden als einzuhaltende Mindestflurabstände im Schwerpunktbereich Wasserversorgung entsprechend der Zielfunktion in Abb. 3.9 angesetzt.

Tab. 5.7: Eckpunkte der Zielfunktionen im Vorrangbereich Wasserwirtschaft

	Boden-Kartiereinheiten	**GFA_{min} [cm]**	**GFA_{opt1} [cm]**	**GFA_{opt2} [cm]**	**GFA_{max} [cm]**
Anmoorböden	17 – 23	90	90	-	-
Niedermoorböden	24 – 28	120	120	-	-

5.2.2 Zielfunktionen für die Wassergüteparameter

Als wertbestimmende Wassergüteparameter für die Trinkwasserbereitstellung aus dem Wassergewinnungsgebiet Donauried werden die Parameter Nitratkonzentration und Gesamthärte im Reinwasserbehälter des Wasserwerks Langenau angesehen. Die Festlegung der Eckpunkte der Zielfunktionen (Tab. 5.8) wurde anhand der Messwerte zwischen 1988 und 2001 vorgenommen (SCHNECK, 2002; vgl. Abb. 3.7).

Tab. 5.8: Eckpunkte der Zielfunktionen für die Wassergüteparameter Nitrat und Gesamthärte

	ZEG = 100%	**ZEG = 0%**
Nitratkonzentration im Reinwasser	< 22 mg/l	> 27 mg/l
Gesamthärte im Reinwasser	< 13,5 °dH	> 13,8 °dH

5.2.3 Zielfunktion für die Kosten der Wassergewinnung und -aufbereitung

Die Untersuchungen zu den bei der Wassergewinnung und -aufbereitung entstehenden Kosten zeigen, dass sich die spezifischen Kosten der einzelnen Wassergewinnungsanlagen (mit Ausnahme der Fassung 4) nur minimal unterscheiden (Tab. 5.9). Da außerdem davon auszugehen ist, dass die berechneten Werte nicht fehlerfrei sind (ihnen liegen zahlreiche Annahmen zugrunde; SCHECK, 2002), ist anzunehmen, dass die spezifischen Kosten der Fassungen 1, 2, 3, 5 und 6 mehr oder minder gleich hoch sind, so dass eine Optimierung der Kosten hier nicht in Betracht gezogen werden muss.

Dennoch zeigt die Auswertung in Tab. 5.9, dass die Kosten der Wassergewinnung und Wasseraufbereitung des Rohwassers aus der Fassung 4 deutlich über denen der anderen Fassungen liegen. Die Auswertung lässt somit in Bezug auf die Wassergewinnungsanlagen im Donauried die Schlussfolgerung zu, dass das Rohwasser der Fassung 4 deutlich teurer ist als das der anderen Fassungen.

Tab. 5.9: Fassungsspezifische Kosten der Wassergewinnung und -aufbereitung [Ct/m³]

Jahr	Fassung 1	Fassung 2	Fassung 3	Fassung 4	Fassung 5	Fassung 6
1998	5,83	5,68	5,82	8,21	5,54	5,78
1999	5,84	5,96	5,84	8,07	6,00	5,89
2000	5,77	5,80	5,74	8,35	5,79	5,79
2001	5,84	5,95	5,87	8,48	5,97	5,88
2002	5,85	6,05	5,89	8,36	6,11	5,94
Mittelwert	**5,82**	**5,89**	**5,83**	**8,29**	**5,88**	**5,85**

Aus diesem Grund ist es aus Sicht der wirtschaftlichen Bewertung der Entnahmen sinnvoll, zur Berücksichtigung des Kostenaspekts ein „Gegengewicht“ gegenüber der Entnahme an der Fassung 4 einzuführen. Dieses Gegengewicht wird in Form einer Zielfunktion für die Entnahme an dieser Fassung ausgestaltet, wobei der jeweiligen Förderrate ein Zielerfüllungsgrad zugewiesen wird. Die Zielfunktion wird so gewählt, dass der Zielerfüllungsgrad ab 50 l/s Entnahme (Minimalförderrate) linear abnimmt und ab einer Entnahme von 100 l/s auf Null zurückfällt.

Tab. 5.10: Eckpunkte der Zielfunktion zur Berücksichtigung des Kostenaspekts

	ZEG = 100%	ZEG = 0%
Förderrate aus der Fassung 4	< 50 l/s	> 100 l/s

5.3 Zielsystem und Randbedingungen

Der Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet Donauried liegt das in Abb. 5.8 dargestellte Zielsystem zugrunde. Die drei Nutzergruppen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz werden auf Zielebene 2 jeweils zu ⅓ gewichtet, der Kompensationsfaktor innerhalb dieser funktionellen Gruppe wird zu p = 3 gewählt. Die Gewichtungsfaktoren auf der Zielebene 3 wurden von den Nutzergruppen festgelegt (Landeswasserversorgung, Kreisbauernverband Ulm-Ehingen e.V. und Naturschutzverband Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos e.V.). Da auf dieser Zielebene nicht die Kompromissfindung sondern die Nutzenmaximierung im Vordergrund steht, wurden die Kompensationsfaktoren zu p = 1 gewählt.

Die Zielerfüllungsgrade der Flurabstände werden für jede berücksichtigte Zelle im Untersuchungsgebiet berechnet und anschließend innerhalb der einzelnen Wertstufenbereiche arithmetisch gemittelt. Zellen, die unabhängig von der gewählten Entnahmestrategie stets denselben Zielerfüllungsgrad aufweisen (vgl. Kap. 3.6), werden nicht berücksichtigt.

Hinsichtlich der Zielerfüllungsgrade für die Wassergüteparameter Nitrat und Gesamthärte im Mischwasser ist anzumerken, dass sich diese auf das abgegebene Trinkwasser aus dem Wasserwerk Langenau beziehen. Damit haben zwei weitere Wassergewinnungen Einfluss auf diese Zielerfüllungsgrade, die nicht Bestandteil der Optimierungen sind (Karstgrundwasserentnahme in Burgberg und Donauwasserentnahme in Leipheim). Um diese beiden Wasserge-

winnungen berücksichtigen zu können und dennoch vergleichbare Bewertungsergebnisse zu erhalten, wird davon ausgegangen, dass die Trinkwasserbereitstellung aus dem Wasserwerk Langenau konstant 2.160 l/s betragen muss (Mittelwert der Jahre 1998 bis 2002). Die Karstgrundwasserentnahme in Burgberg wird vereinfachend mit konstant 340 l/s angenommen. Die Differenz zwischen der Gesamtentnahme aus dem Donauried zzgl. der Karstgrundwassergewinnung in Burgberg und 2.160 l/s wird dann über die Donauwasserentnahme ausgeglichen.

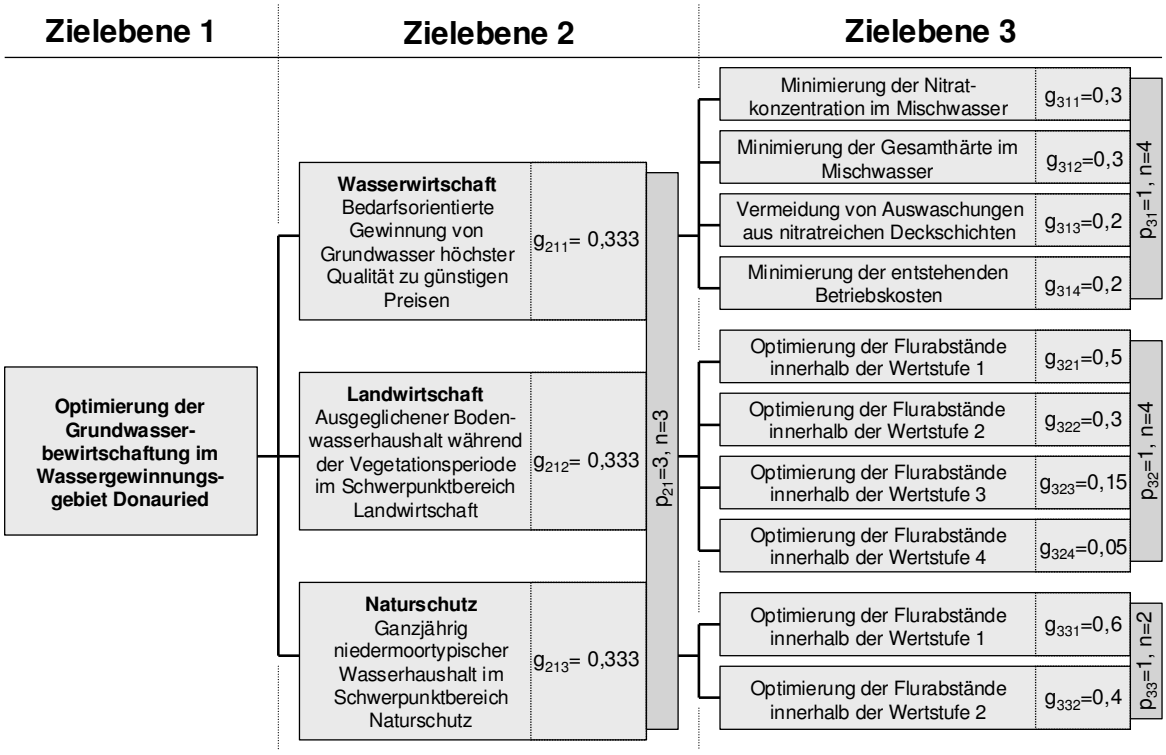


Abb. 5.8: Zielsystem zur Beurteilung der Grundwasserentnahmen im Wassergewinnungsgebiet Donauried (g_{ijk}: Gewichtungsfaktoren mit i = Zielebene, j = funktionelle Gruppe und k = Indikator; p_{ij}: Kompensationsfaktoren; n: Anzahl der Indikatoren pro funktioneller Gruppe)

Die Nitratkonzentration im Mischwasser lässt sich dann über eine einfache Mischungsrechnung bestimmen. Für die Berechnung der Gesamthärte des Reinwassers müssen – bedingt durch den Betrieb einer Entcarbonisierungsanlage im Wasserwerk Langenau – weitergehende Festlegungen bezüglich der Wasserführung im Wasserwerk getroffen werden. Von Bedeutung ist hier vor allem die Tatsache, dass nicht alle Rohwässer aus dem Donauried über die Entcarbonisierungsanlage geführt werden können. Die umfangreichen Festlegungen sind in HAAKH et al. (2004) ausführlich dargelegt.

5.4 Bewertung und Optimierung der Förderraten

Die Bewertung und Optimierung der Entnahmeraten der sechs Kies-Grundwasserfassungen im Wassergewinnungsgebiet Donauried soll im folgenden exemplarisch anhand des Zeitraums Oktober 1998 bis April 1999 dargestellt werden. Dieser Zeitraum wurde ausgewählt,

da im Oktober 1998, bedingt durch eine vorangegangene lange Zeitspanne ohne signifikante Grundwasserneubildung, im Donauried sehr tiefe Grundwasserstände vorherrschten. Zwei starke Neubildungsereignisse Ende Oktober und Mitte Februar führten in der Folgezeit zu einem starken Ansteigen der Grundwasserstände, so dass im März und April 1999 Hochwasserverhältnisse vorlagen (Abb. 5.9).

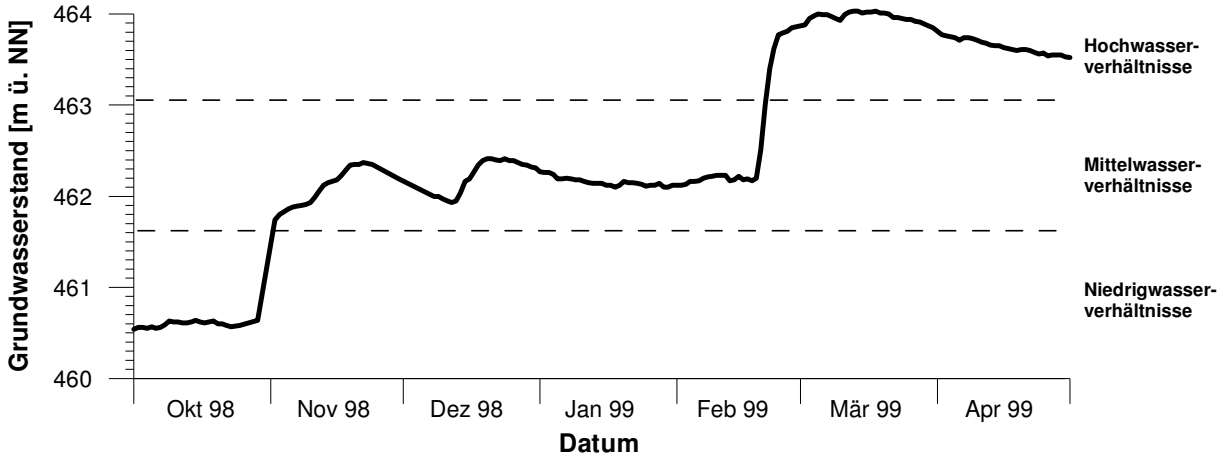


Abb. 5.9: Ganglinie der Messstelle Langenau-Simontal zwischen Oktober 1998 und April 1999

Die Bewertung der tatsächlichen Förderraten in diesem Zeitraum sowie deren Optimierung erfolgt in Monatsschritten. Das bedeutet, dass für jeden Monat eine Bewertung und Optimierung der mittleren Förderraten aus den Fassungen durchgeführt wird. Die Festlegung auf Monatsintervalle stellt einen Kompromiss dar zwischen der hydrologisch bedingten Veränderlichkeit der Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet, der Reaktion des Grundwassersystems auf Entnahmeänderungen und der Aussagekraft und Belastbarkeit der instationären Bewertungsgrundlagen (Zielfunktionen Landwirtschaft und Naturschutz, Verfügbarkeit von Messwerten). Eine Halbierung der Optimierungsintervalle wäre im Hinblick auf eine besser an die hydrologischen Gegebenheiten angepasste Bewirtschaftungsstrategie zwar möglich, wird aber – gerade auch im Hinblick auf einen zukünftigen Einsatz als Prognosewerkzeug – aufgrund des erheblichen Berechnungs- und Pflegeaufwands des numerischen Grundwassermodells verworfen. Die notwendigen Eingangsdaten werden darum auf Monatsmittelwerte umgerechnet (Abb. 5.10 u. Abb. 5.11).

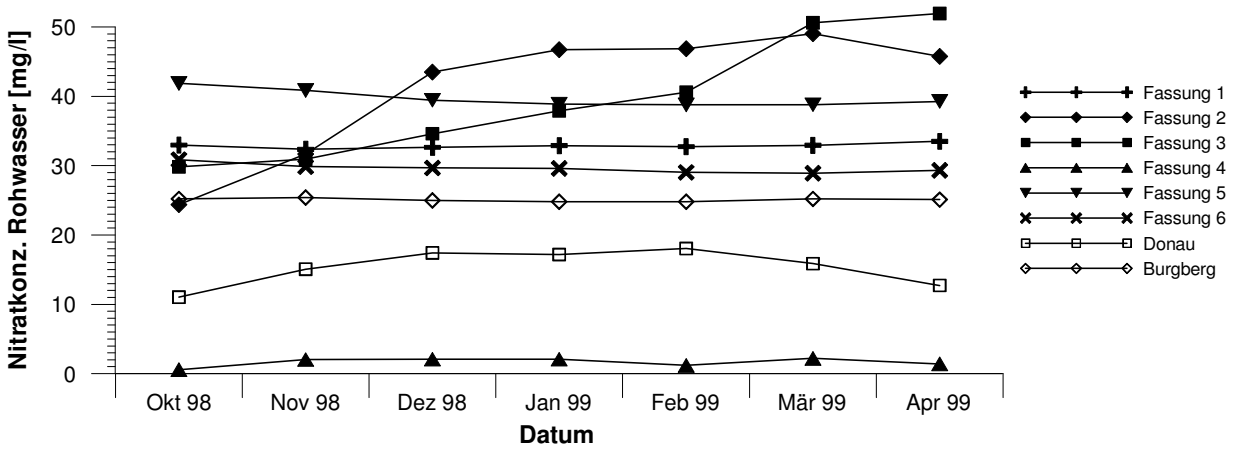


Abb. 5.10: Mittlere monatliche Nitratkonzentrationen in den Rohwässern

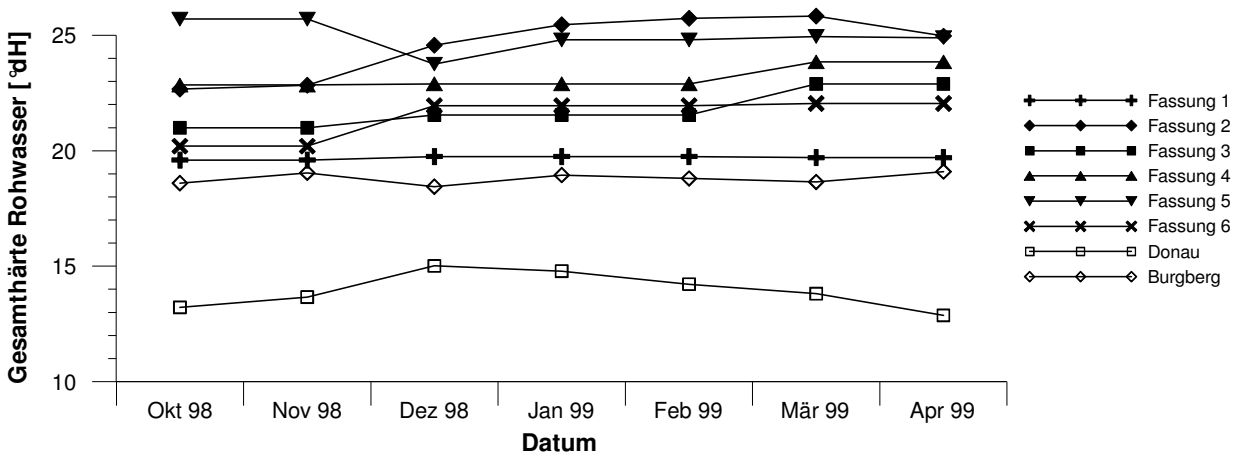


Abb. 5.11: Mittlere monatliche Gesamthärtewerte der Rohwässer

Für jeden Monat werden außerdem die Flurabstände im Gebiet im Fall einer Nullentnahme berechnet. Durch den Abgleich dieser Flurabstände mit den maximalen Grenzflurabständen (GFA_{max}) können all jene Zellen identifiziert werden, die bereits im Fall der Nullentnahme (d.h. bei geringstmöglicher Absenkung) zu große Flurabstände aufweisen und daher aus der Bewertung bzw. Optimierung ausgeschlossen werden können. Die Anzahl der zu bewertenden Zellen schwankt in Abhängigkeit von der Hydrologie (steigende Grundwasserstände → mehr Bewertungspunkte) und der Bewirtschaftung in den Vormonaten. HAAKH et al. (2004) konnten zeigen, dass durch diese Vorgehensweise der Einfluss der Hydrologie auf den Gesamtnutzwert deutlich reduziert werden kann.

Im betrachteten Zeitraum wurden aus dem Kies-Grundwasserleiter die in Tab. 5.11 aufgeführten mittleren monatlichen Förderraten entnommen. Diese Entnahmeverteilungen sollen nun zunächst bewertet und anschließend optimiert werden. Die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung erfolgt in drei Stufen:

1. Optimierung der tatsächlichen Gesamtförderraten Q_{ges} entspr. Tab. 5.11,
2. Optimierung einer vorgegebenen Gesamtförderrate Q_{ges} = 1.000 l/s,
3. Freie Optimierung ohne vorgegebene Gesamtförderrate Q_{ges}.

Die Optimierungsrechnungen wurden von der Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner im Rahmen des BMBF-Verbund-Forschungsvorhabens „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“ durchgeführt und wurden in HAAKH et al. (2004) veröffentlicht.

Tab. 5.11: Mittlere monatliche Förderraten aus den Fassungen im Donauried zwischen Oktober 1998 und April 1999

	Okt. 98	**Nov. 98**	**Dez. 98**	**Jan. 99**	**Feb. 99**	**Mär. 99**	**Apr. 99**
$Q_{Fassung1}$ [l/s]	125	77	100	127	223	153	135
$Q_{Fassung2}$ [l/s]	107	99	114	86	106	100	66
$Q_{Fassung3}$ [l/s]	288	244	276	285	286	287	300
$Q_{Fassung4}$ [l/s]	51	58	42	42	56	49	48
$Q_{Fassung5}$ [l/s]	71	89	58	75	43	86	79
$Q_{Fassung6}$ [l/s]	120	77	90	74	108	105	91
Q_{ges} [l/s]	**762**	**644**	**680**	**689**	**822**	**780**	**719**

5.4.1 Bewertung der tatsächlichen Entnahmeverteilungen

Die Bewertungsergebnisse der in Tab. 5.11 aufgeführten Förderraten sind in Abb. 5.12 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass der Gesamtnutzwert im Oktober mit 47,8% am höchsten liegt. Er geht dann bis Februar sukzessive bis auf 42,0% zurück, steigt in den Folgemonaten aber wieder leicht an (42,4%).

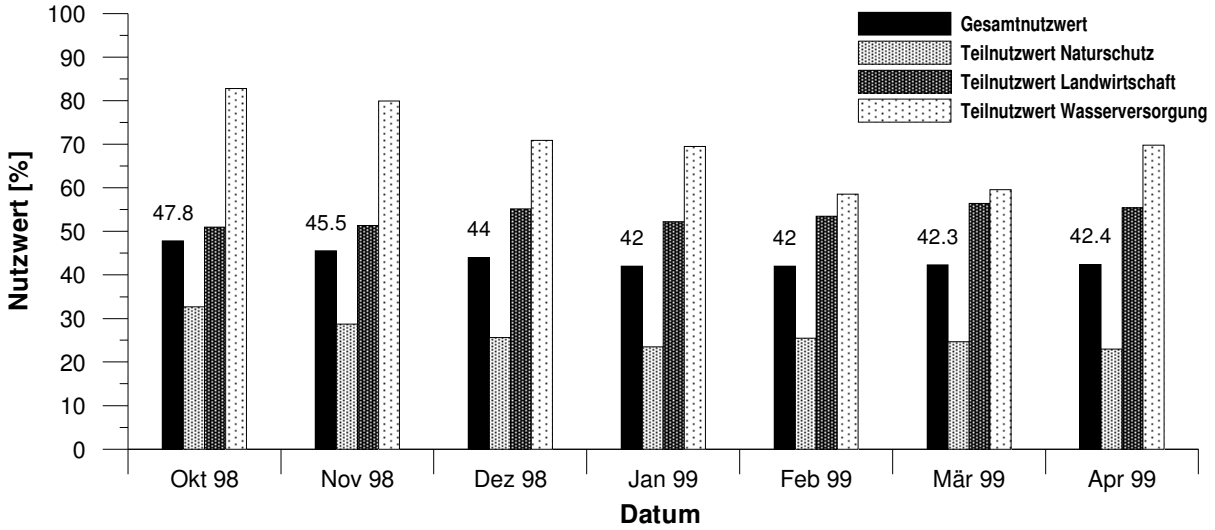


Abb. 5.12: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Bewertung der tatsächlichen Bewirtschaftung

Hauptverantwortlich für die Schwankungen des Gesamtnutzwerts ist der Teilnutzwert der Nutzergruppe Wasserversorgung. Die Analyse dieses Teilnutzwerts (Abb. E.1) zeigt, dass der Zielerfüllungsgrad des Bewertungskriteriums „Nitratkonzentration im Mischwasser“ wesentlich zu dessen Veränderung beiträgt. Wie in Abb. 5.10 zu sehen ist, steigt die Nitratkonzentration im Rohwasser der Fassung 3 im Betrachtungszeitraum stark an, so dass sich die vergleichsweise hohe Entnahme aus dieser Fassung negativ auf die Teilbewertung auswirkt.
Bei der Landwirtschaft ergeben sich die höchsten Teilnutzwerte in den Monaten Dezember, März und April. In diesen Monaten ist der Flurabstand insbesondere in mehr Zellen der Wertstufe 1 im Optimum (Abb. E.2), was sich aufgrund des hohen Gewichtungsfaktors für diese Wertstufe positiv auf den Teilnutzwert auswirkt.
Der Teilnutzwert für die Belange des Naturschutzes nimmt von 32,7% im Oktober auf 23,0% im April ab. Dies ist zunächst erstaunlich, da höhere Grundwasserstände dem Naturschutz eigentlich zuträglich sind. Die genauere Analyse zeigt jedoch, dass dieser Rückgang aus einer Verschlechterung der Bedingungen in Flächen der Wertstufe 2 resultiert (Abb. E.3). Diese Flächen werden durch die relativ hohe Entnahme aus der Fassung 3 negativ beeinflusst. Die Vegetation in den Naturschutzgebieten (Wertstufe 1) wird durch die Bewirtschaftung der Fassungen 2 und 4 praktisch nicht beeinträchtigt.

5.4.2 Optimierung der Entnahmeverteilungen für die tatsächlichen Gesamtförderraten

Die tatsächlich entnommenen Gesamtförderraten sollen nun optimiert werden. Dabei kommt das in Kap. 4.3.4 beschriebene Werkzeug zum Einsatz. Es soll zunächst überprüft werden, ob

andere Entnahmeverteilungen zu höheren Gesamtnutzwerten geführt hätten. Dazu müssen dem Optimierungssystem neben den in Tab. 5.1 aufgeführten Mindestförderraten auch die maximal zulässigen Förderraten als obere Optimierungsgrenzen vorgegeben werden. Es ist nicht zielführend, hierfür die wasserrechtlich bewilligten Entnahmeraten anzusetzen. Diese können dem System nicht dauerhaft entnommen werden, ohne dass es zum Trockenfallen einzelner Brunnen und damit zum Zusammenbruch des Vakuums in der Heberleitung kommt. Ziel muss es jedoch sein, alle sechs Fassungen kontinuierlich betreiben zu können und ggf. noch einen Spielraum zum Ausgleich von Änderungen in der Tagesbereitstellung zu haben. Daher wurde mit dem numerischen Grundwassermodell untersucht, welche Förderraten dem System bei unterschiedlichen hydrologischen Situationen dauerhaft (d.h. stationär) entnommen werden können. Um auf der sicheren Seite zu bleiben, wurde in den Modellrechnungen die Maximalentnahme gleichzeitig für alle sechs Fassungen angesetzt, d.h. alle Fassungen sind in Betrieb und entnehmen dabei die maximal mögliche Wassermenge. Damit ergeben sich die in Tab. 5.12 aufgeführten Maximalförderraten. Einzige Ausnahme bildet die Förderrate der Fassung 2, die aufgrund einer Huminstoffbelastung des Rohwassers und der damit verbundenen betrieblichen Probleme auf maximal 200 l/s begrenzt wurde.

Tab. 5.12: Optimierungsgrenzen der Förderraten

Fassung	Minimale Entnahmerate	Angesetzte maximale Entnahmerate
1	70 l/s	426 l/s
2	50 l/s	200 l/s
3	70 l/s	285 l/s
4	50 l/s	132 l/s
5 Kies	50 l/s	177 l/s
6	70 l/s	133 l/s

Die Optimierung der Entnahmeverteilungen für die tatsächlichen Gesamtförderraten führt zu den in Tab. 5.13 dargestellten mittleren monatlichen Förderraten. Gegenüber der tatsächlichen Bewirtschaftung ist insbesondere auffällig, dass der Entnahmeschwerpunkt von der Fassung 3 zur Fassung 1 verlagert wird. Die Förderrate der ebenfalls im östlichen Donauried gelegenen Fassung 6 folgt in ihrer Tendenz der Fassung 1. Die Schwankungen der instationär variierenden Gesamtentnahme werden überwiegend durch diese beiden Fassungen ausgeglichen.
Die Förderrate aus der Fassung 2 sinkt von anfangs hohen Entnahmen auf ihr Minimum und verbleibt dort bis zum Ende des Betrachtungszeitraums, während die Förderraten der Fassung 3 nur gering schwanken. Die Entnahmeraten der Fassungen 4 und 5 bleiben durchgängig im Bereich ihres Minimums.

Tab. 5.13: Optimierte mittlere monatliche Föderraten für die tatsächlichen Gesamtförderraten

	Okt. 98	Nov. 98	Dez. 98	Jan. 99	Feb. 99	Mär. 99	Apr. 99
$Q_{Fassung1}$ [l/s]	319	270	309	329	426	421	380
$Q_{Fassung2}$ [l/s]	154	125	71	50	51	55	50
$Q_{Fassung3}$ [l/s]	96	70	103	103	112	70	70
$Q_{Fassung4}$ [l/s]	52	50	50	50	51	53	50
$Q_{Fassung5}$ [l/s]	50	50	50	50	51	50	50
$Q_{Fassung6}$ [l/s]	90	79	98	107	132	131	119
Q_{ges} [l/s]	**761**	**644**	**681**	**689**	**823**	**780**	**719**

Die Verlagerung der Entnahme hin zur Fassung 1 führt in allen Monaten des Betrachtungszeitraums zu höheren Gesamtnutzwerten (Abb. 5.13). Von der Entnahmeumstellung profitieren sowohl die Wasserversorgung als auch der Naturschutz (Abb. E.4 und Abb. E.6). Die Teilnutzwerte für die Landwirtschaft sind hingegen etwas geringer als bei der tatsächlichen Bewirtschaftung. Dies ist mit der geringeren Entnahme aus den Fassungen 2 und 3 zu erklären, wodurch der Flurabstand unter einigen landwirtschaftlichen Flächen im Umfeld dieser Fassung zu gering wird (Abb. E.5).

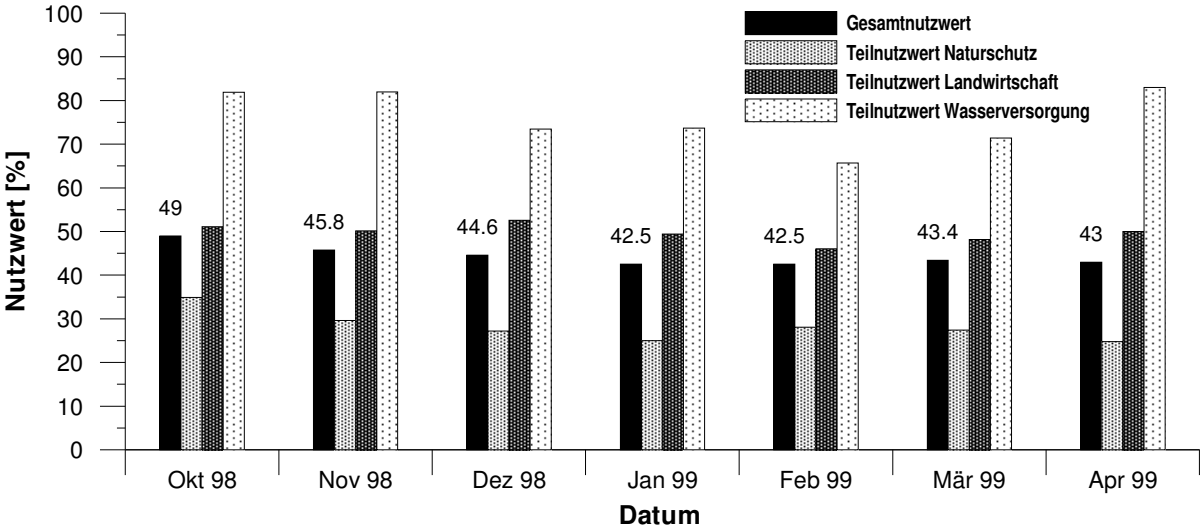


Abb. 5.13: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Optimierung der tatsächlichen Gesamtförderraten

Es kann somit gezeigt werden, dass im betrachteten Zeitraum eine bessere Bewirtschaftung des Grundwasservorkommens im Donauried möglich gewesen wäre. Die Optimierungsrechnungen lassen den Schluss zu, dass aus der Fassung 1 mehr und aus der Fassung 3 deutlich weniger Wasser hätte entnommen werden sollen.

5.4.3 Optimierung der Entnahmeverteilungen für Gesamtförderraten von 1000 l/s

Diese Untersuchung soll Aufschluss darüber geben, wie die optimalen Entnahmeverteilungen bei einer durchgängig konstanten Gesamtförderrate von 1.000 l/s ausgesehen hätten und ob die höhere Entnahme wesentliche Auswirkungen auf den Gesamtnutzwert gehabt hätte. Es ist anzumerken, dass die Anzahl der bewerteten Zellen bei dieser Optimierung geringer ist als bei der tatsächlichen Gesamtförderrate, da die höhere Entnahme die Grundwasserstände generell absenkt. Die optimierten Förderraten sind in Tab. 5.14 zusammengefasst.

Die Optimierungsergebnisse bestätigen die im vorangegangenen Optimierungslauf gewonnene Erkenntnis, wonach der Wasserbedarf primär über die Entnahmen aus den Fassungen 1 und 6 im östlichen Donauried abzudecken ist. Dies zeigt sich daran, dass die Förderraten der beiden Fassungen über den gesamten Betrachtungszeitraum hinweg an ihrem Maximum gehalten werden. Im Gegensatz dazu bleibt die Fassung 4 bei ihrer Minimalförderrate. Das Kostenkriterium scheint hier eine dominante Rolle zu spielen.

Tab. 5.14: Optimierte mittlere monatliche Föderraten für Gesamtförderraten von 1.000 l/s

	Okt. 98	**Nov. 98**	**Dez. 98**	**Jan. 99**	**Feb. 99**	**Mär. 99**	**Apr. 99**
$Q_{Fassung1}$ [l/s]	426	426	426	426	426	420	425
$Q_{Fassung2}$ [l/s]	200	200	200	106	200	158	193
$Q_{Fassung3}$ [l/s]	142	142	141	206	142	70	70
$Q_{Fassung4}$ [l/s]	51	51	50	50	51	50	50
$Q_{Fassung5}$ [l/s]	51	51	50	79	51	171	130
$Q_{Fassung6}$ [l/s]	131	131	133	133	131	131	133
Q_{ges} [l/s]	**1.001**	**1.001**	**1.000**	**1.000**	**1.001**	**1.000**	**1.001**

Von einem Ausreißer im Januar abgesehen, wird auch die Entnahme aus der Fassung 2 durchgängig hoch gehalten. Die Fassung 3 wird ab März schlagartig zu Gunsten der Entnahme aus der Fassung 5 zurückgefahren, was auf die sehr hohen Nitratgehalte im Rohwasser der Fassung 3 zurückgeführt werden kann.

Die Gesamtnutzwerte der vorgeschlagenen Entnahmeverteilungen liegen insgesamt sehr nahe bei denen der Bewertung der tatsächlichen Entnahmen, Unterschiede zeigen sich jedoch bei den Teilnutzwerten der einzelnen Gruppen (Abb. 5.14). Während der Naturschutz durchweg gleich gut oder besser abschneidet als bei der Bewertung, sind die Teilnutzwerte für die Wasserversorgung überwiegend geringer. Der Teilnutzwert für die Belange der Landwirtschaft zeigt sich gegenüber der Bewertung uneinheitlich, teilweise liegt er höher, teilweise darunter.

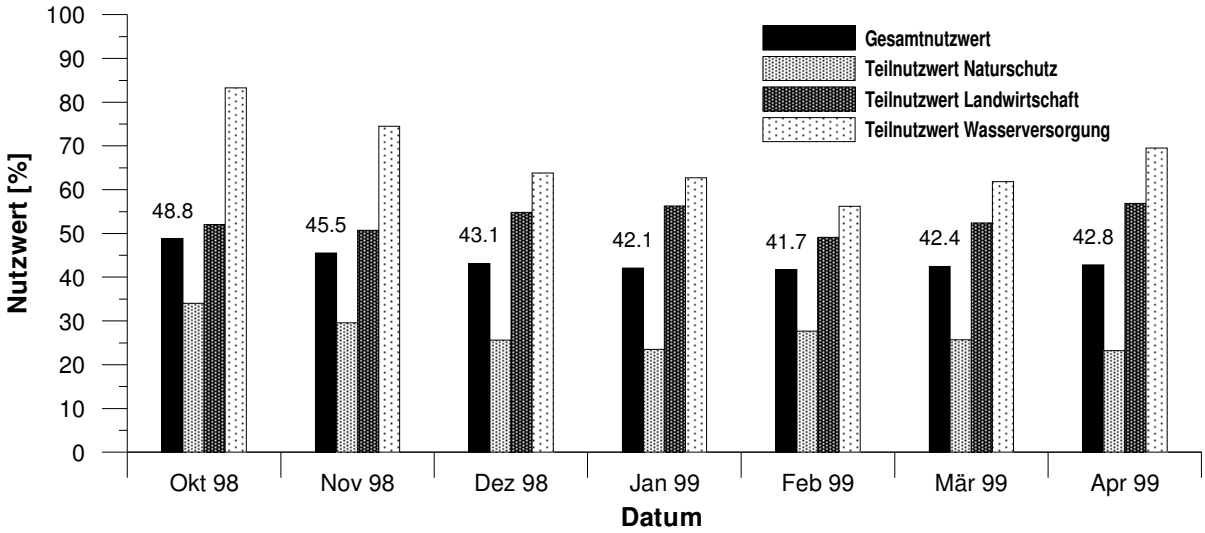


Abb. 5.14: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Optimierung für Gesamtförderraten von 1.000 l/s

Aus den Optimierungsergebnissen lässt sich ablesen, dass bei einer optimierten Entnahmeverteilung im Vergleich zur tatsächlichen Bewirtschaftung bis zu 356 l/s (November 1998) mehr entnommen werden können, ohne dass sich Nachteile für das Gesamtsystem ergeben.

5.4.4 Freie Optimierung der Entnahmeverteilungen

Abschließend sollen die Entnahmeverteilungen ohne Vorgabe der Gesamtförderraten optimiert werden. Bei diesen Optimierungsrechnungen wird der größtmögliche Gesamtnutzwert gesucht und neben den Förderraten aus den einzelnen Fassungen auch die Gesamtförderrate selbst variiert. Aus den in Kap. 5.3 formulierten Randbedingungen geht hervor, dass die Fehlmenge der Entnahme aus dem Donauried und der Karst-Grundwasserentnahme in Burgberg auf eine Gesamtbereitstellung von 2.160 l/s über die Donauwasserentnahme gedeckt werden muss. Da die Kapazität der Donauwasseraufbereitung im Wasserwerk Langenau jedoch auf maximal 1.250 l/s beschränkt ist, bedeutet dies, dass aus dem Donauried mindestens 570 l/s Grundwasser gefördert werden müssen. Dieser Wert wird dem Optimierungssystem als Mindest-Gesamtförderrate vorgegeben.

Die optimierten Gesamtförderraten einschließlich der optimalen Entnahmeverteilungen sind in Tab. 5.15 wiedergegeben. Es fällt auf, dass sich die berechneten Gesamtförderraten im Betrachtungszeitraum mit Ausnahme der Monate Oktober und November im Bereich der minimal zulässigen Gesamtförderrate bewegen. Die Entnahmen aus den Fassungen 2 und 3 werden ab Dezember stark reduziert, da die Nitratgehalte in den Rohwässern ansteigen. Die Tabelle bestätigt weiterhin die in den vorangegangen Optimierungsrechnungen gewonnene Erkenntnis, dass die Entnahme aus der Fassung 1 die wenigsten negativen Auswirkungen auf das Gesamtsystem hat. Zusammen mit der Entnahme aus der Fassung 6 deckt sie den Großteil der Gesamtförderrate ab. Die Fassungen 4 und 5 werden im Betrachtungszeitraum weiterhin nahe ihrer Mindestförderraten gehalten.

Tab. 5.15: Optimierte mittlere monatliche Föderraten ohne Vorgabe der Gesamtförderraten

	Okt. 98	**Nov. 98**	**Dez. 98**	**Jan. 99**	**Feb. 99**	**Mär. 99**	**Apr. 99**
$Q_{Fassung1}$ [l/s]	319	281	234	234	228	297	286
$Q_{Fassung2}$ [l/s]	154	120	56	64	55	50	50
$Q_{Fassung3}$ [l/s]	96	117	70	83	73	70	70
$Q_{Fassung4}$ [l/s]	52	61	56	55	60	50	52
$Q_{Fassung5}$ [l/s]	50	50	50	50	63	50	50
$Q_{Fassung6}$ [l/s]	90	70	103	97	91	71	70
Q_{ges} [l/s]	**761**	**699**	**569**	**583**	**570**	**588**	**578**

Die Gesamtnutzwerte liegen ohne vorgegebene Gesamtförderraten wie erwartet höher als bei den vorangegangenen Optimierungen (Abb. 5.15). Die Teilnutzwerte sind die höchsten von allen drei instationären Optimierungen, besonders die Teilnutzwerte für die Belange des Naturschutzes und der Wasserversorgung können bei einer freien Optimierung gesteigert werden. Die Anstiege der Nitratkonzentrationen können durch die optimierte Entnahmeverteilung weitgehend ausgeglichen werden (Abb. E.10). Für die Landwirtschaft ergeben sich jedoch teilweise Verschlechterungen gegenüber einer Gesamtförderrate von 1.000 l/s, da die geringere Gesamtentnahme dazu führt, dass mehr landwirtschaftliche Flächen der Wertstufen 1 und 2 zu geringe Flurabstände aufweisen.

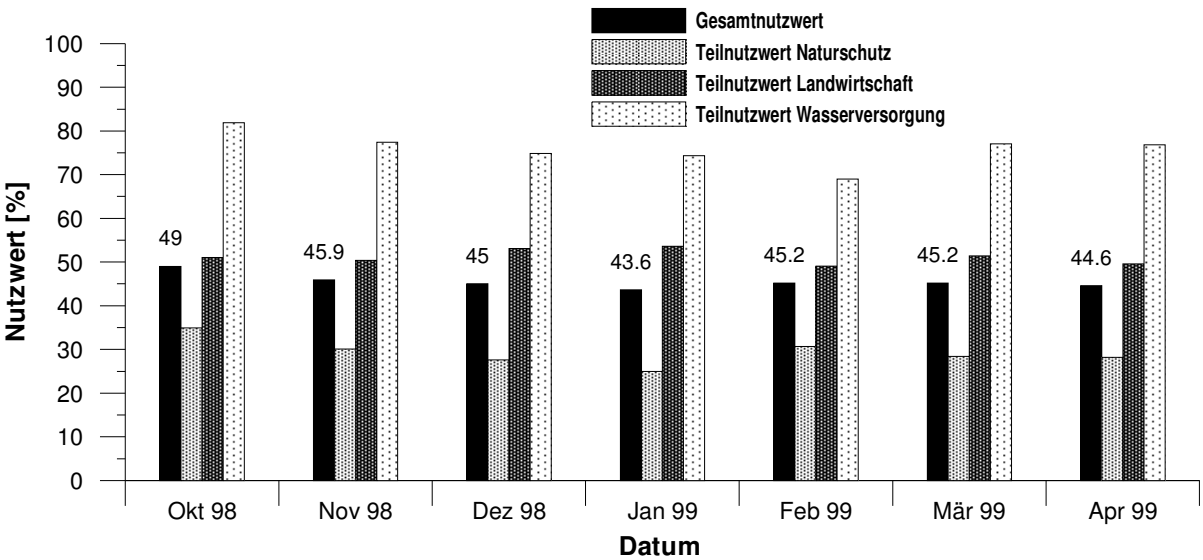


Abb. 5.15: Gesamtnutzwert und Teilnutzwerte der Optimierung ohne vorgegebene Gesamtförderrate

5.4.5 Zusammenfassung und Interpretation der Optimierungsergebnisse

Die Ergebnisse der Optimierungsrechnungen für die mittleren monatlichen Förderraten der sechs Kies-Grundwasserfassungen im Donauried lassen sich anhand der berechneten Gesamtnutzwerte vergleichen (Abb. 5.16).

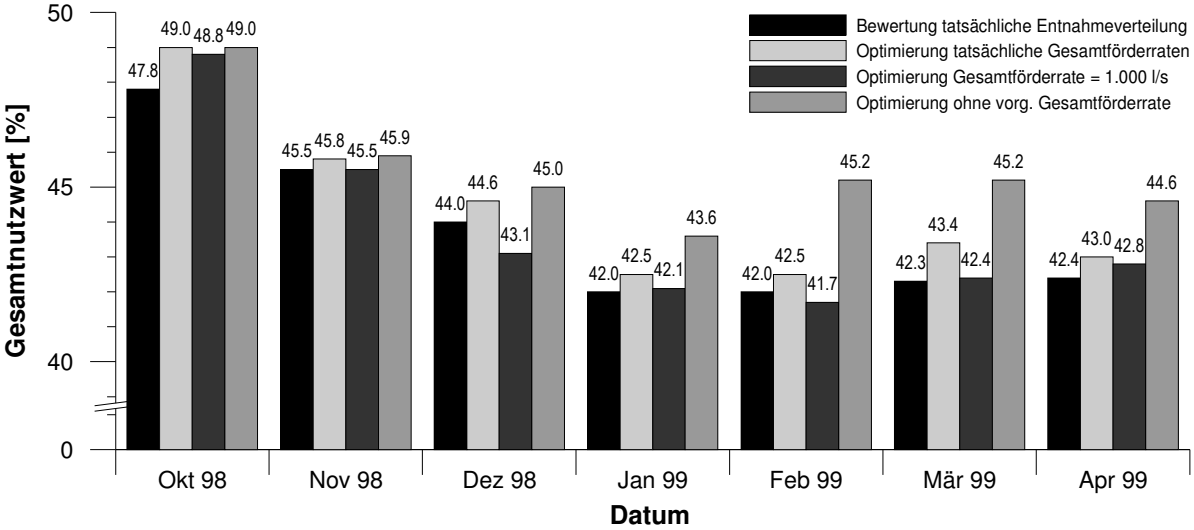


Abb. 5.16: Gesamtnutzwerte der Bewertung und Optimierungen für den Zeitraum Oktober 1998 bis April 1999

Für den Oktober 1998 führen alle Optimierungsläufe zu einer leichten Verbesserung des Gesamtnutzwerts. Gegenüber der tatsächlichen Entnahmeverteilung lässt sich eine Verbesserung um maximal 1,2% erreichen, wobei sich die Optimierung der tatsächlichen Gesamtförderrate auch insgesamt als optimale Lösung herausstellt. Auch eine optimal verteilte Gesamtförderrate von 1.000 l/s wirkt sich gegenüber der tatsächlichen Bewirtschaftung positiv auf das Gesamtsystem aus. Im November 1998 ist das Optimierungspotenzial geringer (maximal 0,4%),

jedoch lässt sich eine um 356 l/s höhere Gesamtentnahme durch entsprechende Umverteilung der Einzelentnahmen ohne negative Konsequenzen für den Gesamtnutzen bewerkstelligen.
Ab Dezember steigt das Optimierungspotenzial an, bedingt durch die steigenden Nitratkonzentrationen in den Rohwässern der Fassungen 2 und 3. Die Gesamtentnahme von 1.000 l/s schneidet im Dezember 1998 am schlechtesten ab, während die freie Optimierung der Förderraten einen um 1,9% höheren Gesamtnutzwert erzielt. Im Januar 1999 kann maximal nur ein Gesamtnutzwert von 43,6% erreicht werden, während im Februar wieder über 45% erreicht werden können. Im Februar 1999 ergibt sich auch das größte Optimierungspotenzial von allen untersuchten Monaten (maximal 3,5%). Die Optimierung einer Gesamtförderrate von 1.000 l/s schneidet geringfügig schlechter ab als die tatsächliche Bewirtschaftung. Die Monate März und April 1999 ähneln sich stark in den Bewertungen, in beiden Monaten wäre gegenüber den tatsächlichen Entnahmeverteilungen eine Gesamtentnahme von 1.000 l/s ohne negative Auswirkungen auf den Gesamtnutzwert möglich gewesen.
Die Veränderungen des Gesamtnutzwerts in den betrachteten Monaten müssen vor dem Hintergrund des maximalen Optimierungspotenzials von 3,5% gesehen werden, so dass auch eine Steigerung von 1% bereits eine deutliche Verbesserung darstellt. Gründe für die geringe Schwankungsbreite des Gesamtnutzwerts sind zum einen die hohe Zahl an Bewertungspunkten für den Flurabstand (im Mittel ca. 11.000) und zum anderen der relativ hohe Kompensationsfaktor auf der Zielebene 2 ($p = 3$). Außerdem trägt der in allen Fällen konstante Zielerfüllungsgrad von 100% für das Bewertungskriterium „Gesamthärte im Mischwasser“ zu einer Stabilisierung des Teilnutzwerts Wasserversorgung und somit auch des Gesamtnutzwerts bei.
Ein weiterer Grund, warum der Optimierungsraum nicht größer ist, ist sicherlich auch in der hohen Bedeutung des Donaurieds als landesweit bedeutsames Trinkwassergewinnungsgebiet zu sehen. Im Gegensatz zu Wassergewinnungsgebieten geringerer Bedeutung wurden hier in der Vergangenheit bereits zahlreiche Anstrengungen unternommen, um die existierenden Konflikte zu minimieren (ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1997).

Im Betrachtungszeitraum kommen im Hinblick auf die Bewirtschaftung insbesondere die stark ansteigenden Nitratgehalte in den Fassungen 2 und 3 zum Tragen. Dies lässt sich an den optimalen Einzel- und Gesamtförderraten deutlich ablesen, die sich entgegengesetzt zu den Nitratkonzentrationen verhalten. Um den Teilnutzwert für die Wasserversorgung einigermaßen hoch zu halten, wird die Entnahme aus diesen Fassungen reduziert und zum Ausgleich das geringer belastete Donauwasser vorgezogen. Hingegen identifiziert das Optimierungssystem die Entnahmen aus den Fassungen 1 und 6 im östlichen Donauried als weitgehend unkritisch für die drei Nutzergruppen. Dieses Ergebnis lässt sich aus den drei Optimierungsläufen deutlich ablesen, da die Förderraten dieser Fassungen grundsätzlich als erstes gesteigert und im Fall der Optimierung von 1.000 l/s auch durchgängig bei ihren Maximal-Förderraten gehalten werden. Die Fassungen 4 und 5 tragen zur Gesamtförderrate nur sehr wenig bei. Diese beiden Fassungen werden vom Optimierungssystem weitgehend im Bereich der minimalen Förderraten gehalten. Als Gründe sind die direkte Auswirkung der Förderrate aus der Fassung 4 auf die Kosten und die hohe Empfindlichkeit der östlich der Fassung 5 gelegenen Naturschutzfläche zu nennen. Insgesamt betrachtet sind die vom Optimierungssystem berechneten Einzel- und Gesamtförderraten schlüssig und nachvollziehbar, so dass einer Anwendung als Prognosewerkzeug nichts entgegensteht.

6 Zusammenfassende Darstellung des Bewertungs- und Optimierungssystems

Die Entnahme von Grundwasser ist in Deutschland und Europa die Grundlage für eine zuverlässige und dauerhafte Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser bester Qualität in ausreichender Menge. Den Vorteilen für das Allgemeinwohl stehen die teilweise negativen Auswirkungen der Entnahmen in den Wassergewinnungsgebieten gegenüber. Durch die Absenkung des natürlichen Grundwasserspiegels wird vor allem die natürliche grundwasserabhängige Vegetation in ihren Standortbedingungen beeinträchtigt. Die Landwirtschaft profitiert bei natürlicherweise oberflächennahen Grundwasserständen zunächst von der Grundwasserentnahme, da sich die Standortbedingungen für Kulturpflanzen durch die Grundwasserabsenkung verbessern. Zu große Absenkungen bewirken jedoch eine Abkopplung des Bodenwasserhaushalts vom Grundwasserhaushalt, wodurch sich in niederschlagsarmen Zeiten negative Auswirkungen auf die Wuchsbedingungen der Pflanzen und damit den landwirtschaftlichen Ertrag ergeben können.

Bei der Existenz mehrerer Grundwassergewinnungsanlagen kann die durch den Trinkwasserbedarf vorgegebene Gesamtentnahme unterschiedlich auf die Gewinnungsanlagen verteilt werden. Die gewählte Bewirtschaftungsstrategie entscheidet darüber, wie und in welchem Maße sich die Entnahme auf die Landwirtschaft und die Natur, aber auch die Wasserversorgung selbst auswirkt. Das Ziel ist daher, die Entnahme für alle Nutzer so verträglich wie möglich zu gestalten. Die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung vielfältiger Anforderungen an den Wasserhaushalt stellt eine wichtige Aufgabe des Wasserversorgers für eine weitsichtige und nachhaltige Bewirtschaftung der Ressource Grundwasser dar.

Die Einbeziehung der Ansprüche von Landwirtschaft und Naturschutz in die Bewirtschaftungsstrategie ist dann notwendig, wenn der Wasserhaushalt durch die Grundwasserentnahmen so verändert wird, dass sich negative Auswirkungen hinsichtlich der spezifischen Anforderungen ergeben können. Daraus folgt, dass eine Optimierung nur dann zielführend ist, wenn die Entnahmen selbst die Ursache für die Veränderungen darstellen und mittels einer optimierten Bewirtschaftung der Gewinnungsanlagen Verbesserungen der Verhältnisse zu erzielen sind. Auf eine Optimierung kann deshalb insbesondere dann verzichtet werden, wenn der Grundwasserhaushalt unter unbeeinflussten Bedingungen vom Bodenwasserhaushalt unabhängig ist, also natürlicherweise oberflächenferne Flurabstände vorherrschen oder der bewirtschaftete Grundwasserleiter durch eine undurchlässige Schicht vom oberflächennahen Aquifer getrennt ist.
In der Praxis werden jedoch oft die wasserreichen obersten Grundwasserstockwerke von Auen und Feuchtgebieten zur Trinkwassergewinnung genutzt, die sich durch oberflächennahe Grundwasserstände auszeichnen. Grundwasserabsenkungen führen hier zu einer Veränderung der natürlichen Verhältnisse, so dass die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung in diesen Gebieten zu einer Minimierung der Eingriffsintensität beitragen kann.

In der vorliegenden Arbeit wurde eine Methodik entwickelt, welche auf der lokalen Ebene die auf eine nachhaltige Entwicklung ausgerichteten Anforderungen des Naturschutzes, der Landwirtschaft und der Wasserversorgung räumlich und zeitlich differenziert erfasst und in einem Bewertung- und Optimierungssystem für die Anwendung in der Praxis verfügbar macht. Im Zusammenspiel mit einem instationär geeichten Grundwassermodell bildet das System ein dynamisches Grundwassermanagementsystem, das der Unterstützung einer nachhaltigen Entwicklung des Gesamtgebietes dienen kann.

In einem ersten Schritt wurden dazu die relevanten Bewertungskriterien für die Grundwasserbewirtschaftung identifiziert. Die Bewertungskriterien beschreiben die wesentlichen Auswirkungen der Entnahme im Hinblick auf die Anforderungen der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes und reduzieren die Komplexität des Gesamtsystems auf wenige, aussagekräftige Wirkungszusammenhänge. Als relevante Bewertungskriterien wurden identifiziert:

- Wasserversorgung:
  - die Qualität des bereitzustellenden Trinkwassers, die sich aus der Mischung der Rohwässer mehrerer Wassergewinnungsanlagen und ggf. zu berücksichtigender Aufbereitungsstufen im Wasserwerk ergibt,
  - die spezifischen Kosten des bereitzustellenden Trinkwassers, die bei der Wassergewinnung und -aufbereitung aus unterschiedlichen Wassergewinnungsanlagen entstehen,
  - der Flurabstand im Zustrombereich zu den Wassergewinnungsanlagen
- Landwirtschaft:
  - der Flurabstand unter den landwirtschaftlich genutzten Flächen
- Naturschutz:
  - der Flurabstand unter grundwasserabhängigen Landökosystemen,
  - der Abfluss in den durch die Grundwasserentnahme beeinflussten Oberflächengewässern.

Die hohe Bedeutung des Grundwasserflurabstands als Bewertungskriterium für alle drei Nutzergruppen erfordert ein zuverlässiges Berechnungswerkzeug, für das – abgesehen von hydrogeologisch einfachen Ausnahmefällen – nur ein numerisches Grundwassermodell in Frage kommen kann. Die vorgestellte Methode wurde für Grundwassermodelle entwickelt, die nach dem Finite-Differenzen-Verfahren arbeiten.

Jedes Bewertungskriterium besitzt einen Bereich optimaler Zielerträge, deren Erreichen die Erfüllung der an den Wasserhaushalt, die Qualität oder die Kosten gestellten Anforderungen kennzeichnet und damit das Ziel für die Grundwasserbewirtschaftung darstellt. Es konnte gezeigt werden, dass sich diese Optimumsbereiche sowie die Werte, die ein Verfehlen des gesetzten Zieles anzeigen, anhand objektiver Datengrundlagen ableiten lassen, die vielfach bereits als Kartenwerke vorliegen. Die Zielfunktionen, die den dimensionsbehafteten Zielerträgen einen dimensionslosen Zielerfüllungsgrad zuordnen, werden auf Grundlage folgender Daten festgelegt:

- Bodenkarte des Untersuchungsgebiets mit Bodentypen und Bodenarten sowie ggf. weitere Detailuntersuchungen zu den Bodeneigenschaften
- Kartierung der Realnutzung – unterschieden in Acker- und Grünlandnutzung
- Biotoptypenkartierung
- Altlastenkartierung
- Grundwasserstandsmessungen
- Wasserqualitätsanalysen des Trinkwassers
- Betriebskostenrechnungen für die Wassergewinnungsanlagen
- Untersuchungen zum ökologisch begründeten Mindestwasserabfluss in Oberflächengewässern

Die optimalen Zielerträge der Bewertungskriterien „Flurabstand unter landwirtschaftlich genutzten Flächen“ und „Flurabstand unter grundwasserabhängigen Landökosystemen“ sind zeitlich veränderlich. Die Zeitabhängigkeit des optimalen Flurabstands resultiert im Falle der Landwirtschaft aus der Tatsache, dass Böden einen eigenen Wasserspeicher für die Wasserversorgung der Pflanzen darstellen und die nicht grundwassergeprägten Bodentypen nur im Fall eines Versorgungsgrads < 40% nFK einen Grundwasseranschluss über kapillaren Aufstieg benötigen. Bei den grundwasserabhängigen Landökosystemen sind die im Jahresverlauf typischerweise auftretenden saisonalen Schwankungen des Flurabstands zu berücksichtigen.

Die Zielerfüllungsgrade müssen in geeigneter Weise zusammengefasst und einer einheitlichen Bewertung zugeführt werden. Dies geschieht in Form des Bewertungssystems, das auch für die Optimierungsrechnungen eingesetzt werden kann. Dem Bewertungs- und Optimierungssystem für die Grundwasserbewirtschaftung liegt das multikriterielle Bewertungsverfahren Composite Programming zugrunde. Composite Programming ist eine Weiterentwicklung der in der wasserwirtschaftlichen Projektbewertung bereits erfolgreich angewandten Nutzwertanalyse. Von besonderem Vorteil stellt sich bei diesem Verfahren der gegenüber der Nutzwertanalyse eingeführte Kompensationsfaktor dar, mit dessen Hilfe die Kompensierbarkeit von Teilzielen innerhalb der funktionellen Gruppen des Zielsystems gesteuert werden kann.

Die Einordnung der Bewirtschaftungsalternativen in eine Rangfolge erfolgt anhand des dimensionslosen Gesamtnutzwerts, der sich entsprechend des Zielsystems aus den untergeordneten Teilnutzwerten und Zielerfüllungsgraden berechnet. Das Zielsystem ist hierarchisch in vier Zielebenen strukturiert und aggregiert die Teilbewertungen schrittweise von der untersten bis zur obersten Zielebene. Der Gesamtnutzwert kann prinzipiell Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei ein Gesamtnutzwert von 1 anzeigt, dass alle Teilziele vollständig erfüllt sind und eine nachhaltige Bewirtschaftungsstrategie gefunden wurde. Bei einer vorgegebenen Landnutzung wird dieser Wert jedoch in der Regel nicht erreicht werden können, da sich die Landnutzung meist historisch entwickelt hat und daher nicht an die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen angepasst ist. Veränderungen des Gesamtnutzwerts bei verschiedenen Bewirtschaftungsstrategien müssen daher immer vor dem Hintergrund dessen möglicher Schwankungsbreite zwischen der besten und der schlechtesten Bewirtschaftungsalternative gesehen werden.

Die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftungsstrategie sollte in mehreren, aufeinander aufbauenden Schritten erfolgen:

1. Bewertung des Ist-Zustands.
2. Sensitivitätsanalyse der Auswirkungen von Einzelentnahmen.
3. Vergleich der Bewertungen verschiedener Alternativen und iterative Annäherung an die Bewirtschaftungsstrategie mit dem maximalen Gesamtnutzwert.

Die Bewirtschaftungsalternative mit dem größten Gesamtnutzwert kennzeichnet die optimale Entnahmeverteilung unter den jeweils vorherrschenden Randbedingungen. Bleiben die Randbedingungen und das Zielsystem unverändert, lassen sich auch Bewirtschaftungsalternativen mit unterschiedlichen Gesamtentnahmen vergleichen. Das Bewertungssystem ermöglicht somit die Optimierung der Entnahmeverteilung für eine vorgegebene Gesamtentnahme als auch für eine nicht festgelegte Gesamtentnahme. Der vergleichsweise aufwändige iterative Optimierungsprozess kann durch den Einsatz von Parameterschätzprogrammen automatisiert werden. In der Arbeit kommt eine von KOPP (2003) entwickelte Software zum Einsatz, die auf dem Programm PEST beruht.

Das neu entwickelte Bewertungs- und Optimierungsverfahren erlaubt es damit, bei einer vorgegebenen Landnutzung und feststehenden Brunnenstandorten sowohl die Gesamtförderrate als auch deren Verteilung auf mehrere Brunnen umfassend zu bewerten und zu optimieren. Das System ist somit geeignet, die zwischen der Landwirtschaft, dem Naturschutz und der Wasserversorgung hinsichtlich der Grundwasserbewirtschaftung existierenden Konflikte durch eine aktive Steuerung der Grundwasserentnahmen zu minimieren. In Abhängigkeit von den gewählten Bewertungskriterien, Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren wird dabei versucht, zwischen den Ansprüchen der drei Nutzergruppen ein Ausgleich herzustellen. Das Verfahren begreift Landwirtschaft, Naturschutz und Wasserversorgung folglich als schützenswerte Bestandteile desselben Gesamtsystems Wassergewinnungsgebiet, dessen nachhaltige Entwicklung hiermit unterstützt werden kann.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

7.1 Vorgehensweise zur Ermittlung der optimalen Bewirtschaftungsstrategie

Aus dem räumlichen Nebeneinander von Landwirtschaft, Naturschutz und Gewinnungsanlagen für die Trinkwasserversorgung ergeben sich in Wassergewinnungsgebieten häufig Zielkonflikte zwischen den drei Nutzergruppen hinsichtlich der optimalen Bewirtschaftung der Ressource Grundwasser. Das in der vorliegenden Arbeit entwickelte Bewertungs- und Optimierungssystem kann die Wasserversorgungsunternehmen dabei unterstützen, negative Auswirkungen der Grundwasserentnahme auf die drei Gruppen gering zu halten und dazu beitragen, bestehende Konflikte zu minimieren.
Die Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung erfolgt in drei aufeinanderfolgenden Schritten:

1. Im Vorfeld der Optimierungsrechnungen müssen sich die Nutzergruppen gemeinsam auf ein Zielsystem zur Bewertung von Bewirtschaftungsalternativen einigen. Dazu gehört die Festlegung der relevanten Bewertungsziele und -kriterien sowie der Gewichtungs- und Kompensationsfaktoren.
2. Anwendung des Bewertungs- und Optimierungsverfahrens: Bewertung und systematische Optimierung von Bewirtschaftungsalternativen. In diesem Arbeitsschritt wird die optimale Bewirtschaftungsstrategie mit oder ohne Vorgabe der Gesamtförderrate ermittelt.
3. Die Evaluation der Optimierungsergebnisse sowie die Entscheidung darüber, wie die Ergebnisse umgesetzt werden, soll wiederum unter Beteiligung aller Nutzergruppen getroffen werden.

7.2 Empfehlungen für die Festlegungen im Vorfeld der Optimierungsrechnungen

Anhand eines Prinzipbeispiels in Kap. 4 und des Fallbeispiels in Kap. 5 wurden die folgenden Empfehlungen für die Festlegungen im Vorfeld der Optimierungsrechnungen abgeleitet:

Gewichtungsfaktoren
Eine Gewichtung der Nutzergruppen zu jeweils ⅓ auf der Zielebene 2 des Zielsystems stellt nicht notwendigerweise eine nachhaltige Lösung dar. Übergeordnete Zielsetzungen und Planungen wie Regionalpläne können eine Verschiebung der Gewichte rechtfertigen. Ein Verhältnis von 3:1 zwischen der höchsten und der niedrigsten Gewichtung sollte jedoch im Hinblick auf die angestrebte nachhaltige Lösung nicht überschritten werden, da ansonsten die Gefahr besteht, dass sich einzelne Nutzer übervorteilt sehen und das Optimierungsergebnis ablehnen.
Auf den Zielebenen 3 und 4 sollen die Gewichtungsfaktoren durch die einzelnen Nutzergruppen festgelegt werden. Sie können hier ihre subjektiven Präferenzen bezüglich der Teilziele zum Ausdruck bringen.

Kompensationsfaktoren
Der Kompensationsfaktor auf der Zielebene 2 sollte zwischen p = 2 und p = 4 liegen. Ausschlaggebend ist Frage, ob die Gesamtnutzenmaximierung oder die Kompromissfindung im Zentrum der Optimierung steht. Höhere Kompensationsfaktoren sind nicht zielführend. Um den Einfluss des Kompensationsfaktors auf das Optimierungsergebnis für die Nutzergruppen nachvollziehbar zu machen, kann es sinnvoll sein, vor der endgültigen Festlegung zunächst mit Bandbreiten zu arbeiten.
Auf den Zielebenen 3 und 4 sollte von einem Kompensationsfaktor p = 1 nicht abgewichen werden, da ansonsten die Gewichtungsfaktoren schnell vom Kompensationsfaktor dominiert werden und so ihre Bedeutung für die Bewertung verlieren.

Landnutzung / Schwerpunktbereiche
Der Grundwasserhaushalt lässt sich für eine kleinräumig strukturierte Landnutzung oft nur schwerlich optimieren. Vorteilhaft für die Entnahmeoptimierung ist es, wenn sich die Nutzergruppen im Vorfeld der Optimierungen auf prioritäre Flächennutzungen verständigen. Die Festlegung von großräumigen Schwerpunktbereichen, bei denen das Absenkungsverhalten des Grundwassers durch die Entnahmen bereits berücksichtigt wird, verbessert die Chancen, eine für alle Parteien langfristig tragfähige Lösung zu erzielen.

Bewertungsgitter
Das Bewertungsgitter für die Flurabstände ist in erster Linie von der Zellengröße des verwendeten numerischen Grundwassermodells, aber auch dem Maßstab der Grundlagenkarten sowie der Qualität der verfügbaren Geländehöhedaten abhängig. Als optimale Gitterweite wird eine Zellengröße zwischen 50 · 50 m und 200 · 200 m vorgeschlagen. Bei größeren Gitterweiten werden kleinere Strukturen an der Erdoberfläche nicht mehr adäquat erfasst, kleinere Gitterweiten führen zu einem unverhältnismäßig höherem Erhebungsaufwand, ohne das Optimierungsergebnis grundlegend zu verändern.

7.3 Weitere Schlussfolgerungen

Prinzipielle Wege zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung
Die zwischen Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz in Wassergewinnungsgebieten auftretenden Konflikte können in der Planungsphase der Grundwassergewinnungsanlagen durch eine geeignete Wahl der Brunnenstandorte am effektivsten minimiert oder gar vermieden werden. Bestehen die Brunnenstandorte bereits, ist zur Konfliktminimierung die Option einer Reorganisation der Landnutzung zu prüfen. Durch die Anpassung der Landnutzung an die Grundwasserentnahme können die Konflikte ebenfalls langfristig beseitigt werden, jedoch ist dieser Weg oft mit erheblichen finanziellen, rechtlichen und auch ökologischen Problemen verbunden. Stehen sowohl die Landnutzung als auch die Brunnenstandorte fest, verbleibt die Möglichkeit, die Förderraten der Brunnen bzw. gegebenenfalls die Gesamtförderrate zu optimieren. Das Optimierungspotenzial ist hierbei allerdings geringer als bei den anderen Lösungsansätzen.

Auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Entnahmesteuerung auf der lokalen Ebene
Eine auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Entnahmesteuerung auf der lokalen Ebene erfordert den Einsatz eines validierten instationären Grundwassermodells und die Anwendung instationärer Zielfunktionen. Die Hydrologie spielt im Hinblick auf die optimale Bewirtschaftung eine zentrale Rolle. Wie stark sich dieser Einfluss auf die optimale Gesamtförderrate auswirkt, hängt von der Reaktion des Grundwassersystems auf Neubildungsereignisse ab. Die instationären Zielfunktionen beeinflussen die Gesamtentnahme und die Entnahmeverteilung. Ihr Einfluss auf das Optimierungsergebnis hängt von der Lage der Bewertungspunkte im Gebiet (insbesondere der Entfernung zu den Gewinnungsanlagen) und ihrer Gewichtung im Zielsystem ab. Mittlere Betrachtungen erlauben auf der lokalen Ebene keine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung und schränken den Spielraum für die Entnahmesteuerung ein.

Composite Programming als Bewertungsverfahren der Wahl
Das multikriterielle Bewertungsverfahren Composite Programming ist für die Zwecke der Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung sehr gut geeignet. Gegenüber anderen Bewertungsverfahren zeichnet es sich im Hinblick auf die vorliegende Fragestellung durch die Möglichkeit der vollständigen Berücksichtigung aller relevanten Bewertungskriterien, der Eindeutigkeit der Bewertungsergebnisses sowie seine relative Einfachheit und Transparenz aus. Weiterhin wirkt sich die Anzahl der untersuchten Alternativen weder auf das Bewertungssystem selbst, noch auf die Bewertungen bereits untersuchter Alternativen aus, wodurch Composite Programming für Optimierungszwecke einer nicht festgelegten Anzahl von Bewirtschaftungsalternativen in besonderem Maße geeignet ist.

Bewertung von Flurabständen
In der Vergangenheit wurde in Optimierungsmodellen die Bewertung von Flurabständen stets auf wenige, vorab ausgewählte Bewertungspunkte gestützt. Bereits die Auswahl setzt jedoch ein hohes Maß an Verständnis für die geohydraulischen und ökologischen Wirkungszusammenhänge voraus. Die Bewertung von Flurabständen darf sich daher nicht auf einzelne Bewertungspunkte beschränken, sondern muss den gesamten optimierbaren Bereich einbeziehen. Bewertungspunkte, die unabhängig von der gewählten Bewirtschaftungsstrategie stets denselben Zielerfüllungsgrad erhalten, tragen jedoch zu einer Vergleichmäßigung des Gesamtnutzwerts bei und müssen von der Bewertung ausgeschlossen werden. Je geringer der Gesamtnutzwert schwankt, umso schwieriger ist es, die tatsächlich beste Lösung herauszufiltern.

Optimale Gesamtförderrate und optimale Entnahmeverteilung
Mit dem entwickelten Bewertungs- und Optimierungssystem kann sowohl die optimale Gesamtförderrate als auch die optimale Entnahmeverteilung bei vorgegebener Gesamtförderrate ermittelt werden. Große Wasserversorgungsunternehmen, die mehrere Ressourcen zur Trinkwassergewinnung nutzen, sollten die optimale Gesamtförderrate mit maximalem Gesamtnutzwert anstreben. Kleinere Wasserversorgungsbetriebe, die keine Möglichkeit zum Ausgleich haben, sollten hingegen die Verteilung der durch den Trinkwasserbedarf vorgegebenen Gesamtförderrate auf die Gewinnungsanlagen optimieren.

Einsatz als Grundwassermanagementsystem

Das Optimierungssystem ermöglicht im Zusammenspiel mit einem prognosefähigen Grundwassermodell die Planung der optimalen Entnahmesteuerung für einen zukünftigen Zeitraum. Die maximale Länge des Prognosezeitraums wird durch die zeitliche Veränderlichkeit und damit die Prognostizierbarkeit der auf die Grundwasserbewirtschaftung einwirkenden Randbedingungen begrenzt. Unter Berücksichtigung des erwünschten wirtschaftlichen Einsatzes des Optimierungssystems wird ein Prognosezeitraum zwischen 14 Tagen und einem Monat vorgeschlagen. Als limitierender Faktor für längere Prognosezeiträume ist der auf den Versorgungsgrad und die Grundwasserneubildung wirkende und schwierig vorherzusagende Niederschlag anzusehen.

Im Wassergewinnungsgebiet Donauried wurde das in Kap. 5 dargestellte Optimierungssystem im Jahr 2005 erfolgreich zur Steuerung der Entnahmen aus sechs Grundwasserfassungen eingesetzt. Als schwierig erwies sich dabei die Prognose der mittleren Gesamtförderrate für den nächsten Monat sowie die Umsetzung der optimierten mittleren Einzelentnahmen in der täglichen Bewirtschaftung der Fassungen.

Vorteile des neuen Systems gegenüber anderen Optimierungssystemen

Mit dem vorgestellten Bewertungs- und Optimierungssystem können alle Anforderungen von Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz hinsichtlich einer optimalen Grundwasserbewirtschaftung berücksichtigt werden. Gegenüber anderen bekannten Ansätzen zur Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung zeichnet es sich dadurch aus, dass es die Anforderungen dieser Grundwassernutzer räumlich und zeitlich differenziert erfasst und im Optimierungsprozess berücksichtigt. Ein weiteres Novum der vorgestellten Methode ist die gleichzeitige Berücksichtigung der Interessen von Wasserversorgungsunternehmen, die einerseits hohe Anforderungen an die Wasserqualität des bereitzustellenden Trinkwassers stellen, andererseits angesichts steigender Wasserbereitstellungskosten bestrebt sind, die reduzierbaren Kosten möglichst gering zu halten. Das System ist offen und daher prinzipiell auch zur Berücksichtigung weiterer Akteure mit Ansprüchen an die Grundwasserbewirtschaftung (z.B. Forstwirtschaft, Siedlung) geeignet. Das Zielsystem und die Zielfunktionen müssen in diesem Fall an die konkrete Fragestellung angepasst werden.

7.4 Weiterer Forschungsbedarf und Ausblick

Anbindung des Systems an die regionale Ebene

Die Gesamtförderrate stellt prinzipiell ein Bewertungskriterium zur Beurteilung der Nachhaltigkeit der Wasserversorgung dar. Ein objektiver Zielwert lässt sich allerdings auf der hier betrachteten lokalen Ebene nicht ermitteln. Dazu müssen alle Wassernutzungen auf der Ebene des Teileinzugsgebiets bilanziert und dem Grundwasserdargebot gegenübergestellt werden. Derartige Vorgaben sollen in den kommenden Jahren im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet werden. Solange diese jedoch fehlen, kann die Gesamtförderrate nicht als Bewertungskriterium verwendet werden. In dieser Arbeit wurde die Gesamtförderrate daher als Eingangsgröße berücksichtigt. Eine Fortentwicklung des Bewertungssystems zur Anbindung an die regionale Ebene erscheint jedoch in jedem Fall notwendig.

Qualität der Datengrundlagen / Umgang mit Unsicherheiten

Mit dem vorgestellten Bewertungs- und Optimierungssystem wird ein neuer Ansatz zur optimalen Verteilung einer Gesamtentnahme auf mehrere Grundwassergewinnungsanlagen vorgestellt, der bisherige Ansätze in punkto Komplexität und Realitätsnähe übertrifft. Dazu lagen für das Untersuchungsgebiet Donauried vergleichsweise detaillierte Datengrundlagen vor. Die Anforderungen, die an die Qualität der Eingangsdaten gestellt werden, sind daher relativ hoch. In einem nächsten Schritt sollte untersucht werden, inwieweit sich eine Vereinfachung der Datengrundlagen auf das Optimierungsergebnis auswirkt bzw. in welchem Detaillierungsgrad die Daten in anderen Gebieten verfügbar gemacht werden müssen und wie die Unsicherheiten, mit denen die Eingangsdaten behaftet sind, im Bewertungssystem berücksichtigt werden können.

Einsatz als Steuerungswerkzeug zur Vermeidung signifikanter Schädigungen von grundwasserabhängigen Landökosystemen

Als möglicher und sinnvoller Einsatzbereich für das neue Steuerungssystem wird die in der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderte Vermeidung signifikanter Schädigungen von grundwasserabhängigen Landökosystemen gesehen. Grundwasserkörper sind hiernach so zu bewirtschaften, dass solche Schädigungen von feuchtgebietstypischen Biotopen unterbleiben. In der vorliegenden Arbeit wurde gezeigt, wie die Belange dieser Ökosysteme bei der Grundwasserbewirtschaftung berücksichtigt werden können. In Kap. 3 wurde dazu eine Möglichkeit aufgezeigt, wie die zeitlich veränderlichen Ansprüche von grundwasserabhängigen Landökosystemen für eine Optimierung der Entnahmesteuerung verfügbar gemacht werden können. Der vorgestellte Ansatz fußt jedoch auf einer vergleichsweise guten Datengrundlage der Grundwasserstände, die so sicherlich nicht in jedem Wassergewinnungsgebiet verfügbar ist. Es sollte daher überprüft werden, wie die zeitlich veränderlichen Zielfunktionen auch bei schlechter Datengrundlage ökologisch abgesichert abgeleitet werden können und ob die gewählten Eckpunkte der Zielfunktionen (Perzentile) gegebenenfalls korrigiert werden müssen.

Literaturverzeichnis

ACREMAN, M. (2001): „Towards the sustainable management of groundwater-fed catchments in Europe“ in: Regional Management of Water Resources, IAHS Publication no. 268. Wallingford/England.

AG BODEN (1994): „Bodenkundliche Kartieranleitung“, 4. Aufl., Hannover.

AULIG, G. (1978): „Der Beitrag der ökologischen Risikoanalyse zum Konzept der Vorranggebiete“, Dissertation an der Technischen Universität München.

BACHFISCHER, R. (1978): „Die ökologische Risikoanalyse – eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung“, Dissertation an der Technischen Universität München.

BAEUMER, K. (1992): „Allgemeiner Pflanzenbau“, 3. Aufl., ISBN 3-8252-0018-3, Ulmer Verlag, Stuttgart.

BÁRDOSSY, A. (1993): „Stochastische Modelle zur Beschreibung der raum-zeitlichen Variabilität des Niederschlags“, Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 44.

BÁRDOSSY, A. (2003): „Hydrologische Simulationsverfahren“, Begleitmanuskript zur Vorlesung, Ausgabe November 2003, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

BÁRDOSSY, A.; BOGARDI, I.; DUCKSTEIN, L. (1985): „Composite Programming as an extension of Compromise Programming“, in: Mathematics of Multiple Objective Optimization (Ed. Serafini, P.), S. 375 ff., Wien.

BECHMANN, A. (1978): „Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung“, Beiträge zur Wirtschaftspolitik, Band 29, ISBN 3-258-02694-7, Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart.

BLEIHOLDER, H.; VAN DEN BOOM, T.; LANGELÜDDEKE, P.; STRAUSS, R. (1989): „Einheitliche Codierung der phänologischen Stadien bei Kultur- und Schadpflanzen“, in: Gesunde Pflanzen, 41. Jg., Heft 11, Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin und Hamburg.

BÖCKER, R. (2002): „Vegetationskunde und Standortökologie I – 1. Teil“, Unterlagen zur Vorlesung, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim.

BRAS, R.L.; RODRÍGUEZ-ITURBE, I. (1993): „Random functions and hydrology“, unabriged republication of the edition published by Addison-Wesley Publishing Company (1985), ISBN 0-486-67626-9, Dover publication, Mineola N.Y.

BREITSCHUH, G; ECKERT, H (1999): „Bewertungskriterien und deren praktische Anwendung“ in: Nachhaltige Landwirtschaft, Arbeiten der DLG, Bd. 195, S. 151-164.

BREUNIG, T. (2002): „Rote Liste der Biotoptypen Baden-Württembergs – Stand: 2002“ in: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, Band 74, Karlsruhe.

BRIEMLE, G.; LEHLE, M. (1991): „Kleinparzellenversuche Donauried – Einfluß von Bewirtschaftung und Standort auf den Stickstoffhaushalt von Moorböden“, Abschlußbericht, Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft Aulendorf und Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim.

BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (2001): „Raumentwicklung und Raumordnung in Deutschland – Kurzfassung des Raumordnungsberichts 2000“, Bonn.

BUNDESNATURSCHUTZGESETZ (BNatSchG) (2002): „Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege“, veröffentl. in: BGBl. I 2002, S. 1193, Berlin.

BÜRO PROF. DR. H. SCHNEIDER & PARTNER (1994): „Modellgestützte Untersuchungen der Grundwasserfließverhältnisse im Einzugsgebiet des geplanten Wasserwerks des Zweckverbands Bodensee-Wasserversorgung – Abschlussbericht“, Bielefeld.

CHRISTEN, O. (1999): „Nachhaltige Landwirtschaft – Von der Ideengeschichte zur praktischen Umsetzung“, Institut für Landwirtschaft und Umwelt (ilu) [Hrsg.], Bonn.

CHRISTEN, O.; O’HALLORAN-WIETHOLTZ, Z. (2001): „Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft“, Institut für Landwirtschaft und Umwelt [Hrsg.], Bonn.

DAUCHER, H. (1997): „Mindestwasserregelungen in Baden-Württemberg“, in: Wasserwirtschaft, 87. Jg., Nr. 7-8, S. 340-341, Vieweg Verlag, Wiesbaden.

DEUTSCHE VEREINIGUNG DES GAS- UND WASSERFACHS (DVGW) (1999): „Wassertransport und Wasserverteilung“, DVGW-Lehr- und Handbücher Wasserversorgung, Band 2, Oldenburg Verlag, München, Wien.

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK) [Hrsg.] (1984): „Beregnungsbedürftigkeit – Beregnungsbedarf; Modelluntersuchungen für die Klima- und Bodenbedingungen der Bundesrepublik Deutschland“, DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft – Heft 205, Paul Parey Verlag, ISBN 3-490-30597-3, Hamburg, Berlin.

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK) [Hrsg.] (1999): „Ermittlung einer ökologisch begründeten Mindestwasserführung mittels Halbkugelmethode und Habitat-Prognose-Modell [Medienkombination]“, DVWK-Schriftenreihe, Heft 123, ISBN 3-89554-095-1, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn.

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK) [Hrsg.] (1996): „Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen“, DVWK-Schriftenreihe, Heft 112, ISBN 3-89554-031-5, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn.

DIN 4049-1 Ausgabe 1992-12: „Hydrologie – Grundbegriffe“, Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Köln.

DOHERTY, J. (2002): „PEST – Model-Independent Parameter Estimation“, Program Documentation (1994-2001).

DYCK, S.; PESCHKE, G. (1995): „Grundlagen der Hydrologie“, 3. stark bearbeitete Auflage, ISBN 3-345-00586-7, Verlag für Bauwesen, Berlin.

ECKERT, H.; SAUERBECK, D. (2000): „Indikatoren zur Bewertung von Nachhaltigkeit“ in: Landbauforschung Völkerode, Sonderheft 212, S. 93-106.

EGLSEER, C. (2002): „Vegetationsökologische Kartierung und Auswertungen im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens ‚Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten‘ – Erhebungen 2002“, unveröffentlicht.

EHLERS, W. (1996): „Wasser in Boden und Pflanze – Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag“, ISBN 3-8001-4118-3, Ulmer Verlag, Hohenheim.

ELLENDORF, F.; STÜTZEL, H. [Hrsg.] (2000): Workshop „Nachhaltige Landwirtschaft“. Landbauforschung Völkerode, Sonderheft 212.

EMMERT, M.; HAAKH, F.; LANG, U.; SCHLOZ, W. (2000): „Das numerische Grundwassermodell für das Donauried“, in: LW-Schriftenreihe 2000, Heft 19, S. 15-23, Stuttgart.

ESKUCHE, U. (1955): „Vergleichende Standortuntersuchungen an Wiesen im Donauried bei Herbertingen“ in: Veröffentlichungen der Württembergischen Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Heft 23, S. 33-155, Ludwigsburg.

FLADE, M. (1994): „Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands – Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung“, IHW- Verlag, Eching.

FLINSPACH, D. (1993): „DVGW-LAWA Kolloquium Ökologie und Wassergewinnung - Vorwort“, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 78, S. 3-5, Eschborn.

FLINSPACH, D. et al. (1997): „Das württembergische Donauried – Seine Bedeutung für Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz“, Zweckverband Landeswasserversorgung (Hrsg.); Stuttgart, 1997.

FREY, W.; LÖSCH, R. (1998): „Lehrbuch der Geobotanik – Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit“, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

GOEBEL, W. [Bearb.] (1996): „Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen“, Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) – Heft 112, ISBN 3-89554-031-5, Bonn.

GRUNDWASSERDATENBANK WASSERVERSORGUNG [Hrsg.] (2001): „9. Jahresbericht – Ergebnisse der Beprobung 2000“, gemeinsame Publikation von VGW, DVGW, VKU, Städtetag, Gemeindetag und vedewa r.V., Stuttgart.

HAAKH, F. (1998): „Nutzungskonzept württembergisches Donauried“, in: LW-Schriftenreihe 1998, Heft 17, S. 47 – 59, Stuttgart.

HAAKH, F. (2002): „Nachhaltige Trinkwasserversorgung in Deutschland“ in: Energie Wasser Praxis, Heft 7/8, S. 10-14.

HAAKH, F.; LANG, U.; KEIM, B.; EISELE, W.; SCHNECK, A.; EMMERT, M.; KOPP, A.; SANZENBACHER, J.; MAIER, A. (2004): „BMBF-Forschungsvorhaben ‚Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten' – Endbericht", LW-Bericht 2004-14, Eigenverlag Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart.

HAAKH, F.; SCHMID, G. (1996): „Untersuchung zur Prognose der Entwicklung der Nitrat- und Pestizidkonzentrationen in Grundwässern, dargestellt am Grundwasservorkommen im Donauried", LW- Bericht 1996-8, Eigenverlag Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart.

HAARHOFF, T. (1990): „Bestimmung der Eingangsgrößen für die Entnahmesteuerung in der Grundwasserbewirtschaftung", Mitteilungen Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 71, S. 1 – 132, Hannover.

HANLEY, N.; SPASH, C. L. (1993): „Cost-benefit analysis and the environment". Aldershot/England.

HARTGE, HORN (1999): „Einführung in die Bodenphysik", 3. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart.

HENSE, A.; ADRIAN, G.; KOTTMEIER, C.; SIMMER, C.; WULFMEYER, V. (2003): „Quantitative Niederschlagsvorhersage: Ein Anspruch der Gesellschaft an die Meteorologie", Antrag auf Einrichtung eines Schwerpunktprogramms der Deutschen Forschungsgemeinschaft, 14. Februar 2003.

HERRMANN, L.; STAHR, K. (2001): „Skript zu den Vorlesungen ‚Entstehung von Landschaften' und ‚Entstehung und Eigenschaften von Böden'", Vorlesungsskript, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim.

HORNBOGEN, M. (1998): „Die Planung von Wasserversorgungssystemen auf der Basis des Nachhaltigkeitsprinzip", Schriftenreihe Hydrologie/Wasserwirtschaft Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0949-5975, Bochum.

HORSCH, H.; RING, I.; HERZOG, F. [Hrsg.] (2001): „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung", ISBN 3-89518-341-5, Metropolis Verlag, Marburg.

HÖVELMANN, L.; RUPALLA, R. [Red.] (1999): „Nachhaltige Landwirtschaft – Wege zum neuen Leitbild" Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft: Arbeiten der DLG; Bd. 195, ISBN 3-7690-3149-0, DLG Verlag, Frankfurt am Main.

HUGGER, H. (2001): „Landwirtschaftliche Kulturen und ihr Wasseranspruch am Beispielen des Donaurieds", Vortrag am 27.11.2001 in Langenau.

HUSSELS, M. (2002): „No water, no future – Wässrige Ergebnisse beim Weltgipfel in Johannesburg" in: KA – Wasserwirtschaft Abwasser Abfall, 49. Jg., Nr. 11, S. 1484-1485.

HYDRO AGRI DÜLMEN GMBH [Hrsg.] (1993): „Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau", 12. Aufl., Verlagsunion Agrar, Münster-Hiltrup.

ITCF & AGPM (2000): „Optim'eau 2000", Tagungsband Colloques au champ, Etoile/Rhône.

ITCF (1993): „Gérer l'irrigation en grandes cultures", Brochure réalisée à l'occasion de la journée OPTIM'EAU 26 mai 1993, Augustin/Frankreich.

JÜDES, U. (1997): „Das Paradigma ‚Sustainable Development' – Nachhaltige Entwicklung im Hinblick auf ökologische, kulturelle, soziale und ökonomische Dimensionen", erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Bonn.

KAHLENBORN, W.; KRAEMER, A., R. (1999): „Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland", ISBN 3-540-65668-5, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

KATALYSE UMWELTLEXIKON (2005): „Feuchtgebiete", Online-Ausgabe, http://www.umweltlexikon-online.de/fp/archiv/RUBnaturartenschutz/Feuchtgebiete.php.

KAULE, G. (1991): „Arten und Biotopschutz", 2. Aufl., ISBN 3-8001-2630-3, Ulmer Verlag, Hohenheim.

KAULE, G.; ROSENTHAL, G. (1999): „Grundlagen der Umweltbiologie", Unterlagen zur Vorlesung, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.

KOBUS, H.; DE HAAR, U. [Hrsg.] (1995): DFG-Mitteilungsheft Nr. 14: „Perspektiven der Wasserforschung", VCH-Verlag, Weinheim.

KOBUS, H. (1995): „Prognoseinstrumente und Messdatenrealität in der Grundwasserwirtschaft" in: Perspektiven der Wasserforschung, Mitteilung 14 der Senatskommission für Wasserforschung der Deutschen Forschungsgemeinschaft, VCH-Verlag, Weinheim.

KOBUS, H. (1996): „Water supply from groundwater resources and ecology: Issues and Controversies", Keynote paper, NATO Advanced Research Workshop Visegrád, Hungary, May 21-25, 1996.

KOBUS, H. (1997): „Aufgaben und Anwendungsbereiche der Umweltströmungsmechanik", Arbeitsunterlagen zur Vorlesung, bearb. von H. J. Lensing, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

KOBUS, H. (1998): „Groundwater Management Problems", Stockholm Water Front, No. 1-2, Mai 1998, S. 10-11.

KOBUS, H. (1998): „Nachhaltigkeit in der Grundwasserwirtschaft", Ergebnisband zum Kolloquium '10 Jahre SchALVO – Bilanz und Perspektiven aus Sicht der Wasserversorgung', DVGW/Universität Stuttgart.

KOBUS, H. (1999): „Hydraulic Engineering for Sustainable Water Resources Management at the Turn of the Millenium", Opening Address at the XXVIIIth IAHR Congress, Graz, Austria, 22-27 August, Post Congress Volume ‚General & Special Lectures', ISBN 3-901351-37-X.

KOBUS, H. (2000): „Grondwater: Hidden Treasure and Endangered Resource", Keynote Lecture, Proceedings of the 4th International Conference on Hydroscience and Engineering, ICHE2000, September 26-29, Seoul/Korea.

KOBUS, H. (2001): „Groundwater Management: Between Water Needs and Sustainability Demands“, Invited Keynote Paper at the International Conference on Civil Engineering, ICCE-2001, July 23-25, Bangalore/India.

KOBUS, H.; MÖDINGER. J. (2002): „Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Rhein-Neckar-Raum im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit – Abschlussbericht“, Technischer Bericht Nr. 15/2002, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

KOBUS, H. (2003): „Integrated Management of Surface and Subsurface Water – a German Perspective“, Keynote Paper, Proc. International Symposium on Disaster Mitigation and Basin-Wide Water Management, Niigata/Japan.

KOCH, K.-R. (1988): „Parameter estimation and hypothesis testing in linear models“, ISBN 3-540-18840-1, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

KOPP, A. (2003): „Entwicklung von Optimierungswerkzeugen für den Grundwasserhaushalt in Wassergewinnungsgebieten: Softwareentwicklung und Anwendung auf en Grundwasservorkommen“, Diplomarbeit am Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, unveröffentlicht.

KRATZ, R.; PFADENHAUER, J. [Hrsg.] (2001): „Ökosystemmanagement für Niedermoore – Strategien und Verfahren zur Renaturierung“, ISBN 3-8001-3169-2, Ulmer Verlag, Hohenheim.

KÜCHLER, W. (2004): „Projektion des Klimawandels in Sachsen für die Dekade 2041-2050“ in: Wasser und Abfall, S. 10-14, Heft 11, Vieweg Verlag, Wiesbaden.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1979): „Leitlinien zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen in der Wasserwirtschaft“, Stuttgart.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1981): „Grundzüge der Nutzen-Kosten-Untersuchungen“, LAWA-Arbeitsgruppe Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft, Bremen.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1993): „Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen“, 4. geringfügig fortgeschriebene Aufl., München.

LANG, U.; KEIM. B. (1997): „Interaktion zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern", in: Wasserwirtschaft, 87. Jg., Nr. 7-8, S. 382-385, Vieweg Verlag, Wiesbaden.

LANGNER, M. (1998): „Nachhaltige Wasserwirtschaft im Spannungsfeld Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft“, in: Wasser und Boden, 50. Jg., Heft 3/1998, S. 29-42, Parey Verlag, Berlin.

LEDERBOGEN, D. (2003): „Vegetation und Ökologie der Moore Osttirols unter besonderer Berücksichtigung von Hydrologie und Syndynamik“, Dissertationes Botanicae Band 371, J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.

LENKENHOFF, P.; ROSE, U. (2003): „LAWA-Projekt G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hin-

sichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen – Vorläufige Endfassung des Berichts zu Teil 2: Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme (quantitative Aspekte)“, unveröffentlicht.

LINDNER, W. (1983): „Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien“, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 53, Universität Stuttgart.

LOSKE, R. (1999): „Naturschutz oder Nachhaltigkeit“, Bundesverband Beruflicher Naturschutz e.V., Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 50, S. 81-97.

LUCKNER, L., BÖRNER, F., TIEMER, K., BEYER, C. [Bearb.] (2002): „Grundwasserressourcen im Westfläming – Gutachten zur langfristigen Nutzung des Wasserdargebots im Westfläming“, Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.

MÄCK, U. (2002): Schaubild „Leitbild, Vegetation, Landnutzung, Wasserstand und Zielarten im Projektgebiet Landesgrenzgraben“, Arbeitsgemeinschaft Schwäbisches Donaumoos e.V., unveröffentlicht.

MÄCK, U. (2004): „Zielvegetation und Zielnutzung für die naturschutzrelevanten Bereiche im Projektgebiet ‚Gebietswasserhaushalt‘“, mündliche Auskunft.

MANIAK, U. (1992): „Hydrologie und Wasserwirtschaft – Eine Einführung für Ingenieure“, 2. Aufl., Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

MANIAK, U. (2001): „Wasserwirtschaft – Einführung in die Bewertung wasserwirtschaftlicher Vorhaben“, ISBN 3-540-59206-7, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

MARQUARDT, D. (1963): „An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters", SIAM J. Appl. Math. 11, S. 431-441.

MERKEL, W. (2003): „Wasserversorgung in Deutschland“ in: Wasserversorgungswirtschaft – Grundlagen, Wassergewinnung, Wassergüte, Gefährdungen, Ressourcenmanagement, Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, Bauhaus-Universität Weimar.

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (UVM) (2002): „Leitbild Zukunftsfähige Trinkwasserversorgung Baden-Württemberg“, http://www.um.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/3199/?session=.

MITSCHERLICH, E. A. (1948): „Die Ertragsgesetze“, Vorträge und Schriften 31, Deutsche Akademie der Wissenschaften, Berlin.

MORGENSCHWEIS, G. (1995): „Kurzfristige Vorhersage der Wasserentnahme aus einem Flussgebiet“, 8. Wissenschaftliche Tagung Hydrologie und Wasserwirtschaft des DVWK zum Thema "Verfügbarkeit von Wasser" vom 22.-23. März 1995 an der Ruhr-Universität Bochum.

MULL, R.; HOLLÄNDER, H. (2002): „Grundwasserhydraulik und -hydrologie – Eine Einführung“, ISBN 3540439420, Springer Verlag, Heidelberg.

MÜLLER, W. (1988): „Die Geschichte des Brunnenbaus“ in: Schriftenreihe der Frontinus-Gesellschaft e.V., Heft 11, Bonn.

MUNK, H.-H. (2003): „Die Bedeutung des Naturschutzes bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie“ in: Wasser und Abfall, Heft 11/12, S. 40-43, Vieweg Verlag, Wiesbaden.

MURSWIEK, D. (2002): „Umweltrisiken im amerikanischen Recht: Höhere Rationalität der Standardsetzung durch Kosten-Nutzen-Analyse?“, Papers und Preprints aus dem FZUR, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

NILLERT, P.; DINSE-HÖFIG, A.; BÄSLER, H.; SCHÄFER, D. [Bearb.] (2003): „Modellgestützte Optimierung des Betriebes der Fassungen Nedlitz und Dobritz II des WW Lindau“, Gutachten des Dresdner Grundwasserforschungszentrums im Auftrag der Trinkwasserversorgung Magdeburg GmbH, unveröffentlicht.

OELSNER, G.; KRAUS, G.; SCHRODE, K. [Red.] (o.A.): „Naturschutz in der lokalen Agenda 21“, Arbeitsmaterialie 19, Aganda-Büro Landesanstalt für Umweltschutz [Hrsg], Karlsruhe.

PETERSEN, J.; POTT, R.; JANIESCH, P.; WOLFF, J. (2003): „Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste“, Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.

PETERSEN, J.; SÜTERING, U. (2003): „Neue Methoden zur Erfassung und Bewertung grundwasserabhängiger Biotope“ in: Wasser und Boden, Heft 7/8, S. 58-64, Parey Verlag, Berlin.

PFLÜGNER, W. (1988): „Nutzen-Analysen im Umweltschutz – Der ökonomische Wert von Wasser und Luft“, Göttingen.

PFLÜGNER, W. [Bearb.] (1989): „Nutzwertanalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung“, Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Heft 19, Bonn.

PFLÜGNER, W. [Bearb.] (1991): „Pilotstudie zur Anwendung nutzwertanalytischer Verfahren: Beitrag des DVWK-Fachausschusses ‚Planungs- und Bewertungsverfahren‘“, Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Heft 22, ISBN 3-924063-17-6, Bonn.

PRIOR, A.; WERNER, W. (1999): „Nachhaltige Landbewirtschaftungssysteme im Vergleich – Bewertung anhand von Umweltindikatoren“ in: Nachhaltige Landwirtschaft – Wege zum neuen Leitbild, Arbeiten der DLG, Band 195, DLG-Verlag, Frankfurt/Main.

QUADFLIEG, A.; FUCHS, R.; HEINZELMANN-EKOOS, T.; MICHEL, B.; BINDER, K.G.; KLAUS, J.; SOLVEEN, D.; WURSTER, H. (1999): „Mehrdimensionale Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung am Beispiel des Grundwasserbewirtschaftungsplanes Hessisches Ried“ in Wasser & Boden, 51/3, S. 19-28, Berlin.

RASPER, M. (2004): „Hinweise zur Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege bei Grundwasserentnahmen“ in: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/2004, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 24. Jg., Nr. 4, S. 199-230, Hildesheim.

REALCHEMIE (2005): „Wetter- und Bodenfeuchteentwicklung“, Erläuterungen zur Bodenfeuchte, http://www.realchemie.com/index.php?lang=de&mc=126&sc=0#Bodenfeuchte.

REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT [Hrsg.] (1999): „Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried“, Darmstadt.

RENGER, M. et. al. (2003): Einfluss des Grundwasserflurabstandes auf die Kohlenstofffreisetzung von Niedermoorböden“, in: Wasser und Boden, Heft 55/4, Parey Buchverlag, Berlin.

RICKERT, K., RUIZ-RODRIGUEZ, E., RUWENSTROTH, G. [Bearb.] (1993): „Fallbeispiel zur Nutzwertanalyse – Wasserwirtschaftliche Planung Emstal: Beitrag des DVWK-Fachausschusses ‚Projektplanungs- und Bewertungsverfahren‘“, DVWK-Mitteilungen 23, ISBN 3-924063-19-2, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Bonn.

RIECKEN, U.; FINCK, P.; RATHS, U. (2003): „Standard-Biotoptypenliste für Deutschland – 2. Fassung: Februar 2003“, Bundesamt für Naturschutz [Hrsg.], Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 75, ISBN 3-7843-3615-9, Landwirtschaftsverlag, Münster.

RINZA, P.; SCHMITZ, H. (1977): „Nutzwert-Kosten-Analyse – Eine Entscheidungshilfe zur Auswahl von Alternativen unter besonderer Berücksichtigung nicht monetärer Bewertungskriterien“, VDI-Verlag, Düsseldorf.

ROSENTHAL, G.; HILDEBRANDT, J.; ZÖCKLER, C.; HENGSTENBERG, M.; MOSSAKOWSKI, D.; LAKOMY, W.; BURFEINDT, I. [Bearb.] (1998): „Feuchtgrünland in Norddeutschland – Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte“, Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 808 05 084 des Bundesamtes für Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

SCHECK, R. (2002): „Die mengenabhängigen Wasserbereitstellungskosten der Landeswasserversorgung im Betriebsjahr 2001“, LW-Bericht 2002-6, Eigenverlag Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart.

SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1998): „Lehrbuch der Bodenkunde“, 14. Aufl., ISBN 3-432-84773-2, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

SCHMID, G. (1998): „Chemische Untersuchung zur Stickstoffumsetzung im Bodenwasser der ungesättigten Zone des Donaurieds“, LW- Bericht 1998-1, Eigenverlag Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart.

SCHNECK, A. (2002): „Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und Naturschutz im Einklang – Das Forschungsvorhaben „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“ in: LW-Schriftenreihe 2002, S. 22-33, Stuttgart.

SCHOLLE, D.; SCHRAUTZER, J. (1993): „Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins“, Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2, S. 87-98, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

SCHOLLES, F. (2000): „Planungsmethoden“, Materialien zur Vorlesung am Fachbereich Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung, Institut für Landesplanung und Raumforschung, Universität Hannover.

SCHUH, H. (2001): „Entscheidungsorientierte Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung – Empirische Analyse, theoretische Fundierung und Systematisierung am Beispiel der natürlichen Ressource Wasser“, Dissertation an der Techn. Universität Dresden, ISBN 3-89825-295-7, dissertation.de – Verlag im Internet GmbH, Berlin.

SCHULZ, D. (1999): „Nachhaltiges Deutschland – Die Studie des Umweltbundesamtes und ihre Folgerungen für die Landwirtschaft“ in: Nachhaltige Landwirtschaft – Wege zum neuen Leitbild, Arbeiten der DLG, Band 195, DLG-Verlag, Frankfurt/Main.

SIMONOVIC, S.P. (2001): „Measures of sustainability and their utilization in practical water management planning“ in: Regional Management of Water Resources, IAHS Publication no. 268. Wallingford/England.

STASCH, D. (1996): „Umweltverträglichkeit der Bodennutzung im Langenauer Ried“, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 30, ISSN 0942-0754, Stuttgart.

STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2005): „Öffentliche Wassergewinnung“, http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu1.asp.

STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2005): „Öffentliche Wassergewinnung in Baden-Württemberg seit 1977 nach Art des gewonnenen Wassers“, http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/UmweltVerkehr/Landesdaten/w3b01.asp.

STEINBERG, C.; WEIGERT, B.; MÖLLER, K.; JEKEL, M. (2002): „Nachhaltige Wasserwirtschaft – Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems“, Initiativen zum Umweltschutz Band 36, ISBN 3-503-06090-1, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

SUCCOW, M.; JOOSTEN, H. [Hrsg.] (2001): „Moorkunde“, 2. Aufl., ISBN 3-510-65198-7, Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

TECHNOLOGIEBERATUNG GRUNDWASSER UND UMWELT GMBH (TGU) (2002): „Planung für die wasserwirtschaftlich-ökologische Entwicklung der Iller, Flussabschnitt km 9,242 bis 17,000 – Bewertungsmethodik Rampenkonstellation“, Vorabzug, Auftraggeber: Wasserwirtschaftsamt Krumbach und Gewässerdirektion Donau/Bodensee – Bereich Ulm, Koblenz.

TECLE, A. (1992): „Selecting a multicriterion decision making technique for watershed resources management“ in: Water resources bulletin vol. 28 no. 1 (Ed: Hipel, K.), AWRA, Bethesda.

TREMP, H. (2002): „Aufnahme- und Auswertemethoden in der Vegetationsökologie“, Skript zur Vorlesung, Universität Hohenheim.

TRESKATIS, C. (2003): „Erschließung von Wasservorkommen“ in: Wasserversorgungswirtschaft – Grundlagen, Wassergewinnung, Wassergüte, Gefährdungen, Ressourcenmanagement, Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, Bauhaus-Universität Weimar.

TREUNER, P. (1994): „Raumordnung und Umweltplanung“, Unterlagen zur Vorlesung, Institut für Raumordnung und Entwicklungsplanung, Universität Stuttgart.

TRINKWASSERVERORDNUNG (TrinkwV) (2001): „Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung“, veröffentl. in BGBl. I S. 959 vom 21.05.2001, Berlin.

UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (UNCED) (1993): „Agenda 21: Programme of action for sustainable development“, UN Publication no. E.93.1.11, New York/USA.

VOGTMANN, H. (2003): „Moderner Naturschutz – Ziele, Instrumente und Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt", Vortrag im Rahmen der 27. Naturschutztage am Bodensee vom 03.-06. Januar 2003 in Radolfzell.

VON DEM BUSSCHE, P. (1999): „ Nachhaltigkeit und Wettbewerbskraft – Widerspruch oder Notwendigkeit?“ in: Nachhaltige Landwirtschaft – Wege zum neuen Leitbild, Arbeiten der DLG, Band 195, DLG-Verlag, Frankfurt/Main.

WALTER, R.; RECK, H.; KAULE, G.; LÄMMLE, M.; OSINSKI, E.; HEINL, T. (1998): „Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg – Das Zielartenkonzept-ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg“ in: Natur und Landschaft, 73. Jg., Heft 1.

WASSERHAUSHALTSGESETZ (WHG) (2002): „Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts“ in der Fassung vom 19.08.2002, veröffentl. in BGBl. I S. 3245, Berlin.

WASSERRAHMENRICHTLINIE (WRRL) (2000): „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (‚EU-Wasserrahmenrichtlinie‘), in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 /1-/21 vom 22.12.2000, Luxemburg.

WEILAND, U., (1994), „Strukturelle Bewertung in der Bauleitplan-UVP – Ein Konzept zur Rechnerunterstützung der Bewertungsdurchführung“, Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, ISBN 3-929797-01-1, Dortmund.

WEINZIERL, W. (1989): „Bodenkundlicher Abschlussbericht der AG Donauried / UAG 2 – Geologie u. Bodenkunde für den Zeitraum 1/88 – 6/89“, Gutachten Nr. 1375.01/89-4763 vom 30.6.89, bearbeitet vom Geologischen Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg.

WEINZIERL, W. (1991): „Bilanzierung des Nitrataustrags aus den Deckschichten des WSG Donauried“, Aktenzeichen 1639.01/89-4765 Wz/Gg/Jr, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg.

WEINZIERL, W. (2002): „Grenzflurabstand – Auswertung der Bodenkarte WSG Donauried“, unveröffentlicht.

WIELAND, U. (2003): „Wasserdargebot in der EU und in den Beitrittsländern“, Statistik kurz gefasst, Umwelt und Energie, Thema 8 – 3/2003, ISSN 1562-3092, Europäische Gemeinschaften/EUROSTAT.

WORCH, B. (1996): „Die Anwendung der Kosten-Nutzen-Analyse im Umweltbereich“, ISBN 3-931713-08-3, Darmstadt.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (WCED) (1987): „Our Common Future“, Oxford University Press, Melbourne.

YURDUSEV, M.A. (2002): „Environmental impacts for water resources planning“, WIT Press, Ashurst Lodge/England.

ZANGEMEISTER, C. (1973): „Nutzwertanalyse in der Systemtechnik – Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen“, 3. Aufl., Wittemannsche Buchhandlung, München.

ZELENY, M. (1973): „Compomise Programming“ in: Multiple Criteria Decision Making (Ed. J.L. Cochrane and M. Zeleny), pp. 262-301, University of South Carolina Press, Columbia/USA.

ZETTLER, L.; MUNZ, B.; HETTRICH, R.; WINTERHALTER, A.; HÄFNER, C.; SPRENGER, B.; BILLWITZ, J. [Bearb.] (1999): „Gesamtökologisches Gutachten Donauried – Leitbild – Ziele – Maßnahmen“, Gutachten im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, Memmingen.

ZIMMERMANN, L.; WEBER, J.; STRAUB, H.; KOLOKOTRONIS, V. (2004): „Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von süddeutschen Flussgebieten“ in: Wasser und Abfall, S. 15-17, Heft 11, 2004.

ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG (1987): „75 Jahre Landeswasserversorgung 1912-1987“, Klett Druckerei, Stuttgart.

ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG (1997): „Das württembergische Donauried – seine Bedeutung für Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz“, Stuttgart.

Anhänge

Anhang A: Summary

A.1 Problem definition

In Germany and Europe groundwater extraction is essential for a reliable and enduring supply with drinking water of best quality and in sufficient quantity. However, the advantages for the general public have to be seen alongside with partially negative impacts of water withdrawals in the water catchment areas. On the one hand, lowering the groundwater level affects the living conditions of groundwater-dependent flora and fauna. On the other hand, agriculture initially profits from groundwater abstractions in areas with a water table just below the surface, because lowering the groundwater level is advantageous for cultivated plants. However, a too capacious groundwater lowering causes the separation of soil water from groundwater. In times of low precipitation this may affect the growing conditions of cultivated plants negatively and therefore diminish agricultural proceeds.

Drinking water demand usually predetermines the total amount of water withdrawal. If several groundwater abstraction sites exist, this amount can be subdivided between the various sites. Water resources management determines how and to what extent the water extraction affects nature, agriculture and water supply itself. Therefore the aim is to make groundwater abstraction as reconcilable as possible for all stakeholders. Optimizing the management of water resources by taking into account various demands on the water balance is an important challenge for water supply companies. It may also contribute to a sustainable development in the whole catchment area.

If the water balance is altered by groundwater extractions in a way that the specific water demands of the stakeholders are negatively affected, requirements of agriculture and ecology should be included into the management strategy. Consequently, an optimization of groundwater management will only be successful if water abstraction itself causes these changes and a better management strategy may lead to an amelioration of conditions. Thus there is no need for optimization if the natural groundwater table is already very deep or the used aquifer is separated from the shallow aquifer by an impermeable layer.
In practice, however it is often the water affluent groundwater resources of floodplains and wetlands which are being used to extract drinking water. These areas are marked by a piezometric head close to surface, and a drawdown leads to significant changes of natural conditions. Here an optimized groundwater management strategy can minimize the intensity of intervention.

A.2 Methodology and results

In the thesis at hand a methodology has been developed to evaluate and optimize groundwater management on a local scale. The demands of water supply companies, agriculture and ecol-

ogy are taken into account with respect to sustainability criteria. These demands are spatially and temporally differentiated. In combination with a transient groundwater model, the new method provides a dynamic groundwater management system which can be used to support a sustainable development of the catchment area.

First of all, relevant evaluation criteria for groundwater management have to be identified. These criteria describe the impacts of groundwater withdrawal on water supply interests, agricultural demands and ecological requirements. Moreover, these criteria reduce the complexity of the actual system to few and significant action-reaction-relations.
Relevant evaluation criteria are:

- Water supply:
  - The quality of drinking water. This quality results from mixing different untreated raw waters of different wells and, if applicable, from different water treatment steps in waterworks.
  - The specific costs of drinking water, resulting from pumping and treating different raw waters.
  - The depth to water table in the inflow area of wells.
- Agriculture:
  - The depth to water table below agricultural land.
- Ecology:
  - The depth to water table below groundwater-dependent terrestrial ecosystems.
  - Runoff in surface waters influenced by groundwater abstraction.

Because of the importance of the depth to groundwater table for evaluation, a reliable calculation tool is needed. Apart from hydrogeologically simple cases, only a numerical groundwater model can provide that information. The presented method has been developed for FD-models.

Each evaluation criterion has a range of optimal target values; achieving these values means fulfilling the requirements concerning water levels, quality or costs. These target values indicate the objectives for an optimized groundwater management.
It has been shown that both these ideal values and the values that demonstrate that the set aim has not been reached can be derived from objective and profound data. In many cases these data already exist in form of maps. The utility functions that relate dimension-bound target values with their dimensionless utility value are based on the following data:

- Soil maps containing soil type data and - if necessary - further detailed analyses of soil properties
- Land use maps that differentiate between arable farm land and grassland
- Biotope maps
- Maps of abandoned hazardous sites
- Measurement of piezometric heads
- Analyses of drinking water quality
- Running costs of water catchment sites
- Investigations of ecologically founded minimal water runoff in surface waters

The target values of “depth to groundwater table” may vary in time. In case of agriculture, the time dependence results from the fact that soils provide an own water reservoir to supply plants with water. Terrestrial soils only need a capillary connection to groundwater in case of a supply level of less than 40% of usable field capacity. For groundwater-dependent terrestrial ecosystems seasonal fluctuations typical of the depth to water table have to be considered.

The single utility values have now to be summed up and a standardised evaluation has to take place. This is facilitated by an evaluation system that also can be used for optimization calculations. The system is based on the multicriterial evaluation method Composite Programming (CP). CP is a further development of the already successfully applied value benefit analysis. A notable advantage of CP - compared to the value benefit analysis - is the newly introduced compensation factor. This factor allows to control the compensation of subordinate targets within a functional group of the target system.

Evaluated alternatives can now be ranked according to the total utility value. This value is calculated corresponding to the given target system from subordinate utility values. The target system is subject to a hierarchical order, divided into four levels. It gradually aggregates the utility values from the lowest level to the top level. The total utility value - as well as all other utility values - has a range between 0.0 and 1.0, in which 1.0 indicates that all subordinate targets are fulfilled and hence a sustainable management strategy was found.
However, as land use usually has to be regarded as an unchangeable constraint, a total value of 1.0 will not be achieved in practice. Land use underlies historical developments and therefore is not “conform” to the impacts of water extractions. Changes of the total utility value always have to be considered against the background of its possible range (between best and worst management strategy).

Optimizing groundwater management itself should be carried out in three succeeding steps:
1. Evaluation of the actual state
2. Sensitivity analysis of the impacts of single wells
3. Comparison of different alternatives and iterative approximation towards the groundwater management strategy with the highest reachable total utility value

The management alternative with a maximum total utility value indicates the ideal distribution of extraction, considering the prevailing constraints and boundary conditions. If the constraints and the target system remain unchanged, also management strategies with different total extraction rates can be compared directly. The evaluation system therefore makes possible both an optimization of the distribution of withdrawal if the total withdrawal is determined and an optimization if this value is undetermined. The comparatively time-consuming iterative optimization process can be automated by using parameter estimation software. In this thesis a software based on PEST (KOPP, 2003) has been applied.

The newly developed evaluation and optimization system allows evaluating and optimizing the total extraction rate as well as its distribution on different wells. Therefore the system is suitable to minimize persisting conflicts between agriculture, ecology and water supply by an active control of groundwater abstractions. Subject to relevant evaluation criteria, weighting

and compensation factors, the system always tries to find the best balance regarding the requirements of the three stakeholders. Consequently the method understands the three components agriculture, ecology and water supply as worthy of protection within the unique system "water catchment area", whose sustainable development can be supported with it.

A.3 Conclusions and future prospects

A.3.1 How to come to the ideal management strategy

As a result of the regional co-existence of agriculture, ecology and water supply in water catchment areas, conflicts about the ideal groundwater management strategy are quite common between the different stakeholders. The evaluation and optimization system developed in this thesis supports water supply companies in their efforts to keep negative impacts on all three stakeholders low and may contribute to minimize existing conflicts.

The optimization process should be carried out in three consecutive steps:

1. Set up a target system for the evaluation of groundwater management strategies. This system has to be clarified between the different stakeholder groups before optimization calculation begins. It involves setting relevant evaluation objectives and criteria as well as weighting and compensation factors.
2. Use the evaluation and optimization method to evaluate and systematically optimize the management strategy. This step identifies the ideal management strategy with or without a predetermined total extraction rate.
3. Evaluate the results of optimization and decide how the results can be realized. All three stakeholders have to be included in this decision.

A.3.2 Recommendations for the settings previous to optimization calculations

On the basis of an example to demonstrate the principle of the system (see Chapter 4) and a case study (see Chapter 5), the following recommendations for the settings previous to optimization calculations have been derived:

Weighting factors

Weighting the three stakeholders to 1/3 each on level 2 of the target system does not necessarily result in a sustainable solution. Superior objectives and planning may legitimate a shift in priorities. However, a 3:1 ratio between the highest and the lowest weighting factor should not be exceeded. Exceeding this ratio could lead to misjudgments and hence stakeholders could reject the optimization result. On target level 3 and 4 weighting factors should be set by the various stakeholders. Here they can express their subjective preferences concerning their own sub-goals.

Compensation factors

The compensation factor on target level 2 should be set somewhere between
$p = 2$ and $p = 4$. The decisive factor is whether the highest possible total utility value is wanted (then choose a lower compensations factor) or if agreeing to a compromise is central for the optimization. Compensation factors higher than $p = 4$ are not suitable.

In order to make the impact of compensation factors upon the optimization result understandable for stakeholders, it may be reasonable to demonstrate its effects using ranges before this factor is finally set. On target levels 3 and 4 a deviation from compensation factor p = 1 should not take place, as weighting factors can become dominated by compensation factors quickly so that they lose their significance for the evaluation.

Land use and priority areas
Optimizing the groundwater balance within an area with small structured land use is often difficult. For the optimization of withdrawals an advance agreement between the three stakeholders on priorities of land use is advantageous. Setting spacious priority areas that already take into account drawdown of groundwater by extraction enhances chances of finding a long-term and sustainable solution for every stakeholder.

Evaluation grid
First of all the evaluation grid depends on the grid size of the used numeric groundwater model, but also on the scales of the available maps and the quality of data available on ground level elevation. A grid size between 50 x 50 m and 200 x 200 m is recommended. If a larger size is chosen, smaller structures on the surface will not be recorded adequately. A smaller size would require a disproportionally high amount of time and effort without fundamentally changing the optimization result.

A.3.3 Further conclusions

Principal ways to optimize groundwater management
Conflicts between water supply, agriculture and ecology within water catchment areas may be avoided if the locations of the wells are selected wisely with regard to the land use already during planning stage. If the wells already exist, reorganization of land use may also be a way to remedy conflicts. By adapting land use to groundwater abstraction impacts, a long-term elimination of conflicts is possible. However, this way often results in considerable financial, legal and ecological problems. If both land use and the location of wells are fixed, optimizing the extraction rates of single wells or - if possible - the total extraction rate may minimize the impacts of groundwater abstraction. In this case, however, the optimization potential is significantly lower compared to the other ways.

Sustainability-orientated abstraction management on a local scale
Sustainable abstraction management on a local scale requires the use of a transient groundwater model and the application of transient utility functions. For an ideal management strategy the consideration of hydrology is of great importance. To what extent hydrology affects the ideal total extraction rate depends upon the reaction of the groundwater system to groundwater recharge. Transient utility functions influence the total abstraction and the distribution of extraction. Their impact on the optimization result is dependent on the position of evaluation points within the area, in particular the distance to the wells, and their weighting within the target system. Approaching groundwater management by mean values does not lead to a really sustainable solution.

Composite Programming as evaluation method of choice
The multicriterial evaluation method Composite Programming is particularly suitable for the purpose of optimizing groundwater management. Compared to other evaluation methods it stands out in terms of the question at hand, as it offers the possibility to take all relevant evaluation criteria into account. Furthermore it provides clear results and is a relatively convenient and transparent method. Additionally the number of researched alternatives neither affect the evaluation method itself nor the evaluation of already researched alternatives. Hence CP is notably suited for optimization purposes of an undetermined number of management alternatives.

Evaluation of depth to water table
In the past, the evaluation of depth to water table in optimization models was based on few evaluation points which had been selected in advance. A selection as such is already problematic, as it requires a high degree of understanding for geohydraulic and ecological action-reaction-relations. Therefore the evaluation of depth to water table must not be restricted to few evaluation points but rather has to include the whole optimizable area.
Evaluation points which, irrespective of the selected management strategy, always receive the same utility value, contribute to the levelling of the total utility value and thus have to be excluded from evaluation. The smaller the range of the total utility value, the harder it is to find the best solution.

Optimal total extraction rate and optimal distribution of extraction
With the developed evaluation and optimization system, both the optimal total extraction rate and an optimal distribution of a predetermined total extraction rate can be calculated. Big water supply companies, using several resources for drinking water abstraction, should aim for an optimal total extraction rate with a maximum total utility value. Small water supply companies with no possibility of compensation should optimize the distribution of the total extraction rate, determined by drinking water demand, between the various groundwater abstraction sites.

Use as groundwater management system
The optimization system facilitates, in combination with a predictive groundwater model, the planning of an ideal groundwater withdrawal for the future. The maximum length of the prediction period is restricted by the temporal variability of constraints and boundary conditions affecting groundwater management. Taking the desired economical use of the optimization system into consideration, the proposed period of prognosis is 14 days to one month. Precipitation, difficult to predict, influences the soil moisture as well as the natural groundwater recharge. Therefore precipitation has to be considered as the limiting factor of an extended prediction period.
In 2005 the optimization system, as described in chapter 5, has been applied successfully for groundwater management of the six groundwater catchment plants within the case study area 'Donauried'. During this time, especially the prediction of the mean total extraction rate for the following month and the implementation of the calculated mean values for the single ab-

straction sites in daily management, proved to be difficult. The reason is the high variability of daily water demand depending on the drinking water management of the customers.

Advantages of the new system compared to other optimization systems
The new evaluation and optimization system allows the consideration of all requirements of water supply, agriculture and ecology regarding an optimized groundwater management. Compared to other known approaches for optimizing groundwater management this one stands out, because the demands of different stakeholders can be included temporally and spatially differentiated and are taken into account for the optimization process. Another novelty of the presented method is that at the same time interests of water supply companies are considered, too. On the one hand these companies have high demands regarding the quality of drinking water. On the other hand, in view of ascending water supply costs, these companies are anxious to keep the reducible costs as low as possible. The system is an open one and therefore it is suitable to consider further stakeholders and their demands on groundwater management (e.g. forestry, settlement). However, in this case the target system and the utility have to be adjusted to the specific question.

A.3.4 Further need for research and future prospects

Connecting the system to a regional scale
The total extraction rate itself also represents an evaluation criterion for assessing sustainability of water supply on the basin scale. But an objective target value cannot be determined on the local scale. For that purpose a regional water balance must be set up and all water users within the sub-basin have to be considered. Such guidelines will have to be gathered in the course of the realization of the EU Water Framework Directive within the following years. However, as long as these are not yet defined the total extraction rate can not be used as an evaluation criterion. In the thesis at hand the total extraction rate has been taken into account as an input parameter. But a further development of the evaluation system for connecting it to the regional scale seems absolutely necessary.

Quality of data base / handling of uncertainties
The evaluation and optimization system offers a new approach to achieve an ideal distribution of total withdrawal on different groundwater abstraction sites. This approach exceeds previous approaches in terms of complexity and realism. Thus the requirements on the quality of input data are comparatively high. For the case study area ‘Donauried’ a detailed data base existed. It has to be analyzed to what extent a simplification of the data base effects optimization results - or rather how detailed data from other areas have to be made available and how uncertainties can be incorporated into the evaluation system.

Application of the system as a management tool to avoid significant deterioration of groundwater-dependent terrestrial ecosystems
A possible and reasonable application of the new management system may be seen in the prevention of significant deterioration of groundwater-dependent terrestrial ecosystems. According to the EU Water Framework Directive, management of groundwater bodies has avoid

deterioration of wetland-typical biotopes. The thesis at hand demonstrates how the demands of these ecosystems can be taken into consideration for groundwater management. Chapter 3 illustrates a possibility how temporally differentiated requirements of groundwater-dependent terrestrial ecosystems can be made available for an optimized management of groundwater withdrawal. The presented approach, however, is based on a comparatively good data base of piezometric heads. Such a data base will be hard to find in other catchment areas. Therefore it should be examined how the temporally differentiated objective functions can be derived from a poorer data base and whether the chosen vertices of the utility function have to be corrected.

Anhang B: Berechnung des Wasserverbrauchs von landwirtschaftlichen Kulturpflanzen

Mit dem von BLEIHOLDER et al. (1989) vorgestellten BBCH-Code (BBCH: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Bundessortenamt und CHemische Industrie) zur einheitlichen Codierung der phänologischen Stadien bei Kultur- und Schadpflanzen wurde ein den gesamten Lebenszyklus der Pflanze umfassender Beitrag zur Beschreibung von Entwicklungsstadien bei unterschiedlichen Kulturpflanzen geleistet. Der Aufbau wurde an die von Zadoks (1974) entwickelte Getreide-Skala angelehnt und auf einen zweistelligen Dezimalcode erweitert. Dabei beschreibt die erste Ziffer das Makrostadium, die zweite Ziffer das Mikrostadium der Pflanze. Der BBCH-Code ist so angelegt, dass dieselbe Nummerierung demselben Entwicklungsstadium bei allen Kultur- und Schadpflanzen entspricht. Der BBCH-Code ist mit dem von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft entwickelten BBA-Code weitgehend identisch, innerhalb der Makrostadien ist der BBCH-Code deutlich detaillierter ausgeführt.

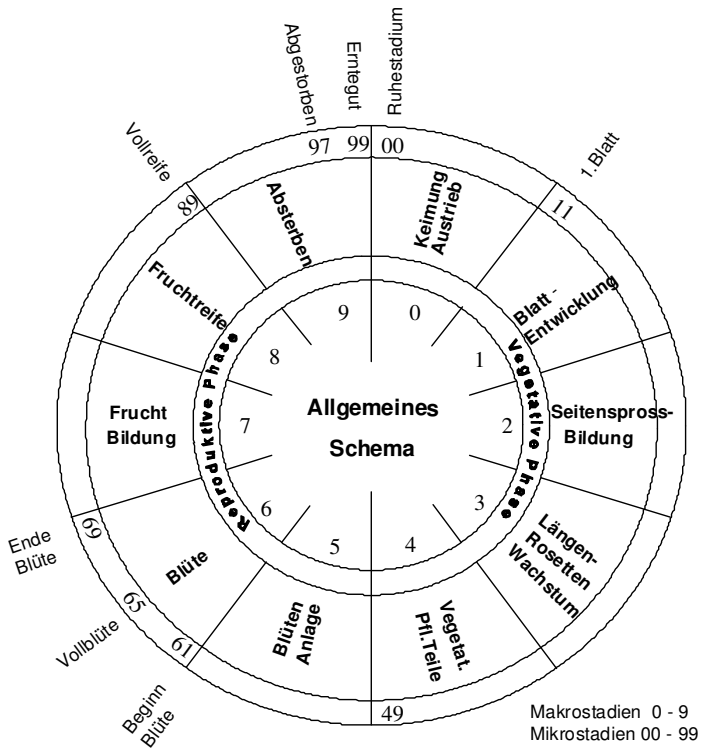


Abb. B.1: Der BBCH-Code – Allgemeines Schema

Aufbauend auf dem BBCH-Code wurden Kulturartenkoeffizienten für den Wasserbedarf (C_{KAW}) ermittelt, die einem bestimmten Entwicklungsstadium einen definierten Wasserverbrauch zuweisen (ITCF, 1993; ITCF & AGPM, 2000). Der Wasserverbrauch der Pflanze ist demnach nur von der potenziellen Evapotranspiration und dem Kulturartenkoeffizienten entsprechend des phänologischen Stadiums abhängig (B.1):

$$W = C_{KAW} \cdot ET_{pot} \qquad [mm/d] \qquad (B.1)$$

mit:
W = Wasserverbrauch [mm/d]
C_{KAW} = Kulturartenkoeffizient für den Wasserverbrauch [-]
ET_{pot} = potenzielle Evapotranspiration [mm/d]

Der Wasserverbrauch von Grünland kann der potenziellen Evapotranspiration gleichgesetzt werden, der C_{KAW} beträgt damit ganzjährig 1,0 (ITCF, 1993). Für Getreide- und Gemüsearten müssen die Entwicklungsstadien für das jeweilige Gebiet ermittelt werden. Da die Entwicklungsstadien stark von den herrschenden klimatischen Bedingungen abhängig sind, ist ihre zeitliche Übertragung auf andere Gebiete ohne eine vorherige Überprüfung der lokalen Verhältnisse unzulässig. Auskunft über die lokalen Bedingungen und die Zeitpunkte, wann im Mittel mit den verschiedenen Entwicklungsstufen zu rechnen ist, geben die zuständigen Landwirtschaftsämter.

Tab. B.1: Kulturartenkoeffizienten für den Wasserbedarf verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom phänologischen Entwicklungsstadium (entsprechend BBCH-Code) (HUGGER, 2001)

Sommer-/Winterweizen; Sommer-/Wintergerste		**Raps**	
C_{KAW}	*phän. Entwicklungsstadium (BBCH-Code)*	*C_{KAW}*	*phän. Entwicklungsstadium (BBCH-Code)*
0,5	bis Bestockungsbeginn (22)	0,5	bis 9. Blatt (19)
1,0	bis 2. Knoten (32)	0,7	bis Beginn des Längenwachstums (30)
1,2	bis Ährenschieben (55)	1,0	bis Ende des Längenwachstums (39)
1,0	bis Milchreife (75)	1,1	bis Ende der Blüte (69)
0,5	bis Gelbreife (87)	1,0	bis Milchreife (73)
		0,7	bis Reifebeginn (81)
Mais			
0,35	bis 3. Blatt (13)	**Kartoffeln**	
0,5	bis 6. Blatt (15)	0,5	bis Beginn der Knollenanlage (40)
0,7	bis 9. Blatt (19)	1,0	bis Blüte (59)
0,9	bis 4. Knoten (34)	1,0	bis Blattvergilbung (91)
1,05	bis Schossen (51)	0,5	bis Ernte (99)
1,15	bis Blüte (65)		
1,1	bis Nachblüte (69)	**Erbsen**	
1,05	bis Kornbildung (71)	0,5	bis 5. Blatt (14)
1,0	bis frühe Milchreife (75)	0,7	bis 7. Blatt (17)
0,9	bis Teigreife (83)	0,9	bis 9. Blatt (19)
0,6	bis Druschreife (87)	1,0	bis Blühbeginn (61)
		1,2	bis frühe Milchreife (73)
Zuckerrüben		1,0	bis Reife (87)
0,5	bis 4. Blatt (14)		
0,7	bis 9. Blatt (19)	**Grünland**	
1,1	bis Bestandesschluss (31)	1,0	ganzjährig
1,0	bis Erntereife (89)		

Anhang C: Die geologischen Formationen im Donauried und dessen Einzugsgebiet

***Karst*:** Die Kalksteine der Weißjuraschichten sind grundsätzlich verkarstungsfähig. Basis der Verkarstung ist die Grenze zwischen geschichteter und massiger Fazies (ki2). In der Regel sind die Massenkalke stark verkarstet, da sie eine besonders hohe Reinheit aufweisen (örtlich bis zu 99 % Karbonatgestein). Die Grenzfläche ki1/ki2 repräsentiert die Schichtlagerung der Oberjuratafel und fällt von Nordwesten nach Südosten relativ gleichmäßig mit 1-2% Gefälle ein. Der Karst stellt einen ergiebigen Grundwasserleiter mit einem jährlichen Zustrom von etwa 87 Mio. m³ dar.

***Molasse*:** Etwa ab der Donau bei Ulm, ab dem westlichen Riedrand und unter dem Ried ab 1 bis 2 km südlich der Grenze Schwäbische Alb/Donauried werden die Oberjuragesteine großflächig mit nach Süden keilartig bis auf etwa 150 m unter der Donau zunehmender Mächtigkeit an Molasse überlagert. Die Molasse setzt sich aus verschiedenen Ablagerungen der Oberen Süßwassermolasse, der Brackwassermolasse sowie der Unteren Süßwassermolasse zusammen und bewirkt mit zunehmender Mächtigkeit eine zunehmende bis vollständige hydraulische Trennung des Karstaquifers vom übergelagerten Kiesaquifer. Die Molasseablagerungen sind je nach Mächtigkeit als Gering- bis Nichtleiter anzusprechen.

***Kies*:** Der Kiesaquifer wird aus sandigen Kiesen vorwiegend alpiner Herkunft mit einer Mächtigkeit von meist 4 bis 8 m, teilweise auch unter 2 m und über 10 m Mächtigkeit aufgebaut. Die Ablagerung erfolgte in drei Phasen, die auch morphologisch und nach den Deckschichten über den Kiesen deutlich abgegrenzt sind:

- Hochterrasse im Norden des Rieds, nach Süden begrenzt durch die Terrassenkante,
- Niederterrasse mit mineralischen und organischen Deckschichten aus Anmoor- und Niedermoor-Torf und
- Donau-Aue (holozäner Auenbereich entlang der Donau mit umgelagerten Kiesen und feinsandig-schluffiger Überdeckung.

Am Nordrand des Donaurieds lagern die Kiese der Hochterrasse in schwach rinnenartigen Strukturen teils direkt auf Oberjura, teils auf Resten der Molasse. Nach Süden hin in eher weitgespannten, flachen, zur Donau führenden Senken durchgehend auf Molasse.

Torf: Im Bereich der Niederterrasse wird der Kiesaquifer teilweise von einem im Mittel ca. 2 m, maximal bis 5 m mächtigen Torfaquifer überlagert. Zwischen Kies und Torf lagern bereichsweise gering durchlässige mineralische Deckschichten, die den Wasserhaushalt des Torfs vom Kies abkoppeln.

Anhang D: Nutzbare Feldkapazitäten und Grenzflurabstände der Böden im Donauried

Tab. D.1: Auswertung der Bodenkarte des Donaurieds hinsichtlich bodenwasserrelevanter Größen (WEINZIERL, 1991 & WEIZIERL, 2002)

Kartier-einheit	nFK [mm/m]	Grenzflurabstand [dm unter GOK] unter Acker und Grünland für verschiedene kapillare Aufstiegsraten					
		Acker			Grünland		
		5 mm/d	2 mm/d	0,2 mm/d	5 mm/d	2 mm/d	0,2 mm/d
4	140 - 200	11 - 15	12 - 19	14 - 27	9 - 11	10 - 15	14 - 23
5	140 - 200	15	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
6	90 - 140	6 - 10	7 - 11	9 - 13	6 - 9	7 - 10	9 - 14
7	140 - 200	9 - 15	10 - 16	16 - 18	9 - 11	10 - 15	16 - 23
8	140 - 200	15	16 - 19	18 - 27	11	15	19 - 23
9	140 - 200	9 - 15	10 - 16	16 - 18	9 - 11	10 - 15	16 - 23
10	>200	13 - 15	14 - 19	16 - 23	11	15	16
11	>200	11 - 15	12 - 16	14 - 18	9 - 11	10 - 15	14 - 18
12	>200	11 - 15	12 - 16	14 - 18	9 - 11	10 - 15	14 - 18
13	>200	9 - 15	10 - 16	16 - 18	9 - 11	10 - 15	16 - 23
14	140 - 200	16	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
15	>200	11 - 15	12 - 18	14 - 20	9 - 11	10 - 15	14 - 20
16	>200	15	19	20 - 27	11	15	19 - 23
17	>200	15	19	27	11	15	23
18	>200	15	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
19	>200	15	17 - 19	19 - 27	11	15	19 - 23
20	>200	11 - 15	12 - 17	14 - 19	9 - 11	10 - 15	14 - 19
21	>200	11 - 15	12 - 19	14 - 23	9 - 11	10 - 15	14 - 23
22	>200	9 - 15	10 - 19	12 - 27	9 - 11	10 - 15	12 - 23
23	>200	10 - 15	11 - 19	13 - 25	9 - 11	10 - 15	12 - 23
24	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
25	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
26	140 - 200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
27	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11
28	>200	6 - 7	7 - 8	9 - 11	6 - 7	7 - 8	9 - 11

Anmerkungen zu Tab. D.1:

- Zu den Kartiereinheiten 1-3 wurden aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten keine Angaben zum Grenzflurabstand gemacht.
- Effektiver Wurzelraum (W_e): Kartiereinheiten 4-23: Acker = 10 dm, Grünland = 6 dm; Kartiereinheiten 24-28 (Niedermoore): Acker & Grünland = 4-5 dm

Anhang E: Weitergehende Auswertungen zu den Ergebnissen des Fallbeispiels

1. Bewertung der tatsächlichen Entnahmeverteilung zwischen Oktober 1998 und April 1999

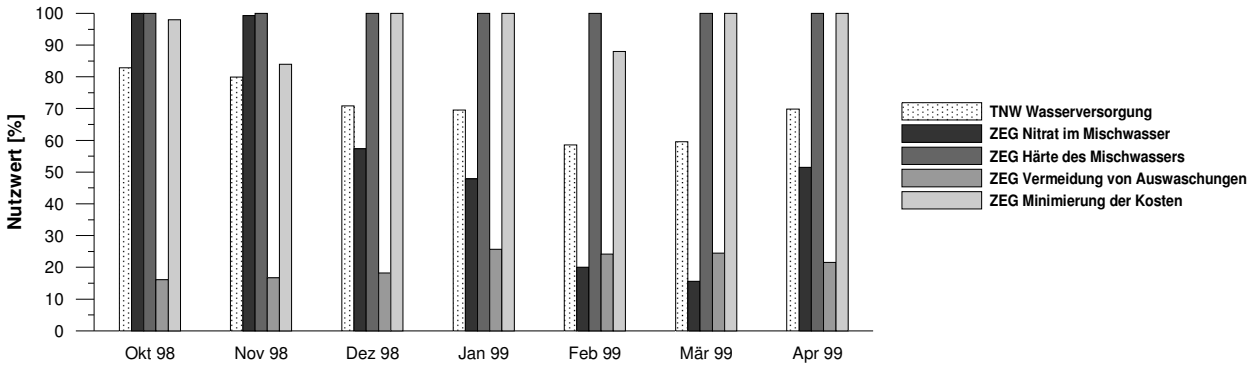


Abb. E.1: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Wasserversorgung

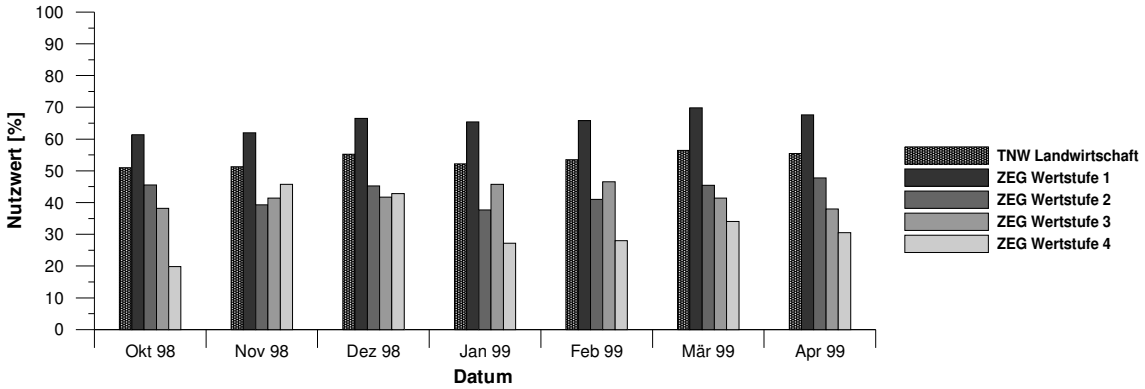


Abb. E.2: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Landwirtschaft

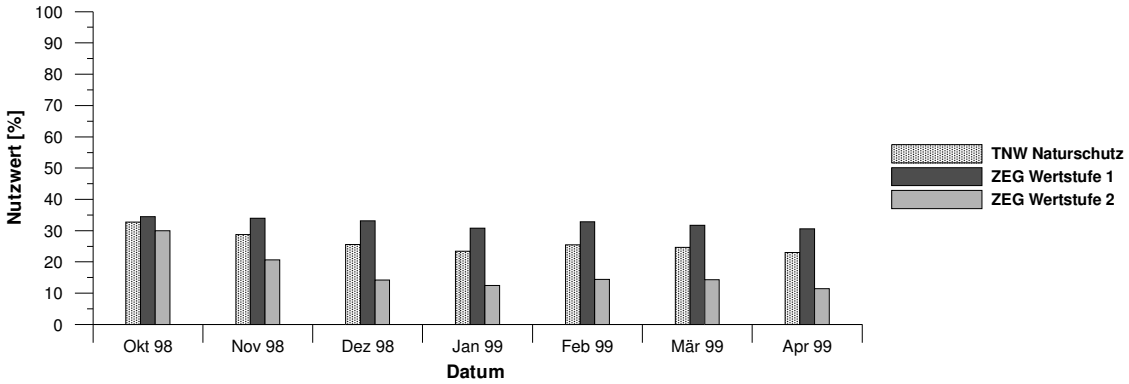


Abb. E.3: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Naturschutz

2. Optimierung der tatsächlichen Gesamtförderraten zwischen Oktober 1998 und April 1999

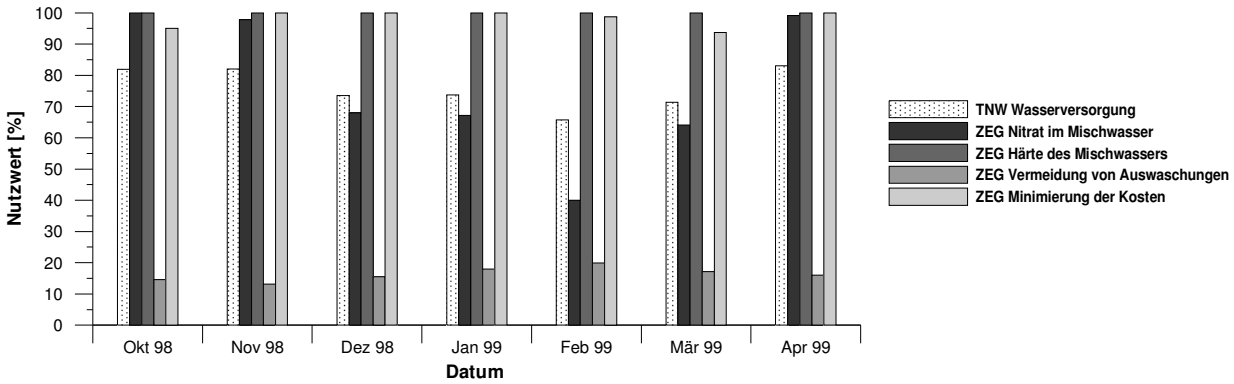


Abb. E.4: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Wasserversorgung

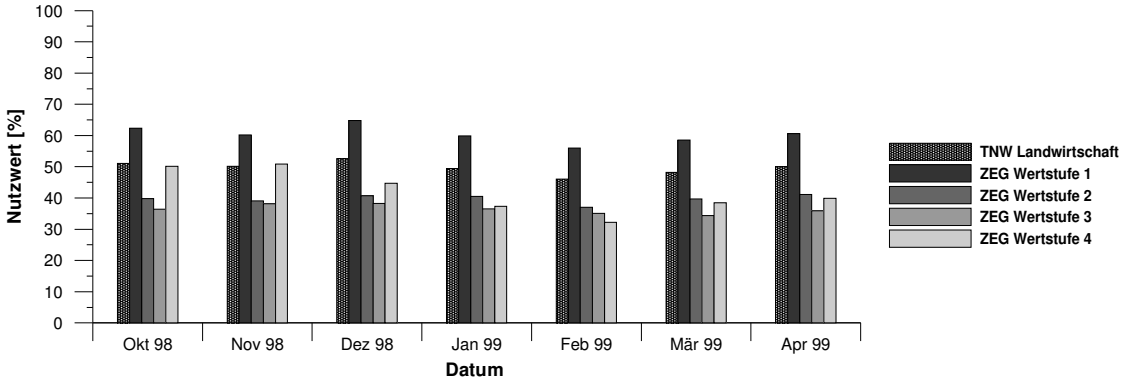


Abb. E.5: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Landwirtschaft

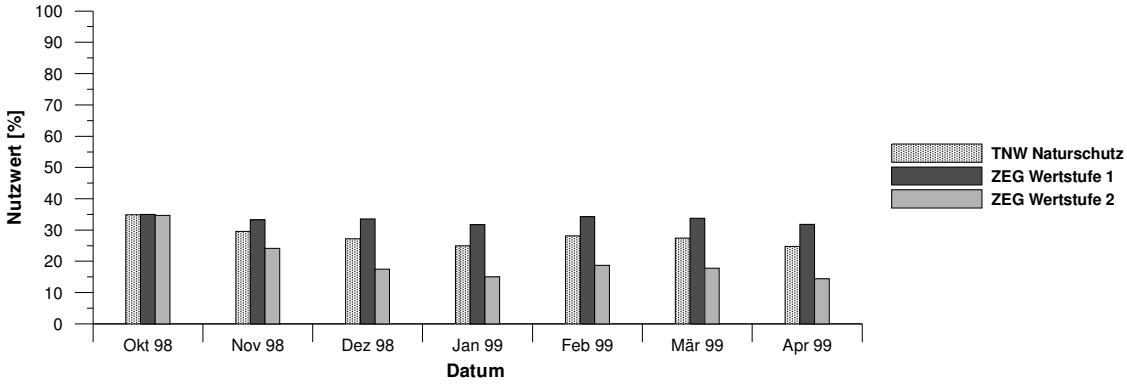


Abb. E.6: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Naturschutz

3. Optimierung für Gesamtförderraten von 1.000 l/s zwischen Oktober 1998 und April 1999

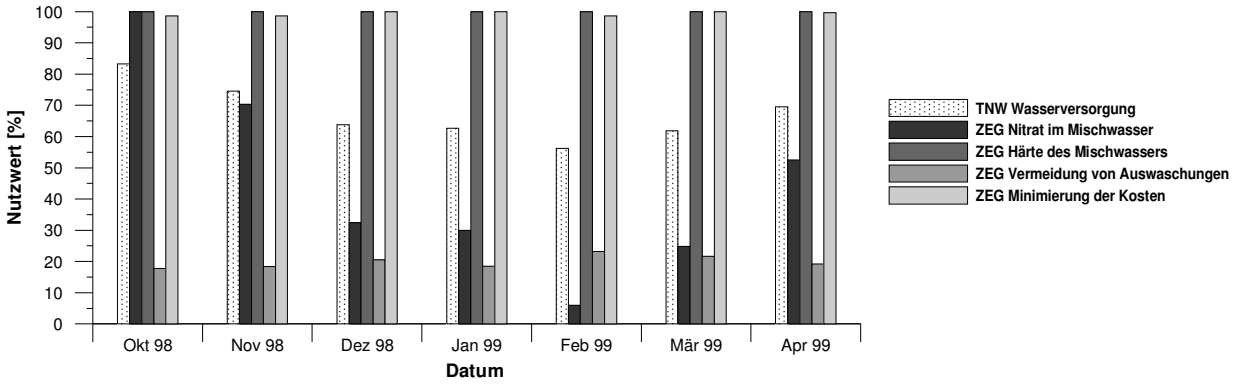


Abb. E.7: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Wasserversorgung

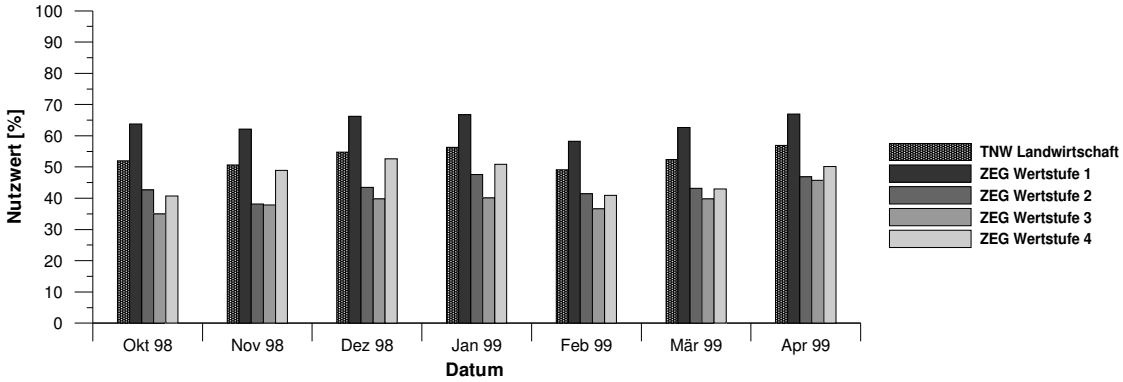


Abb. E.8: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Landwirtschaft

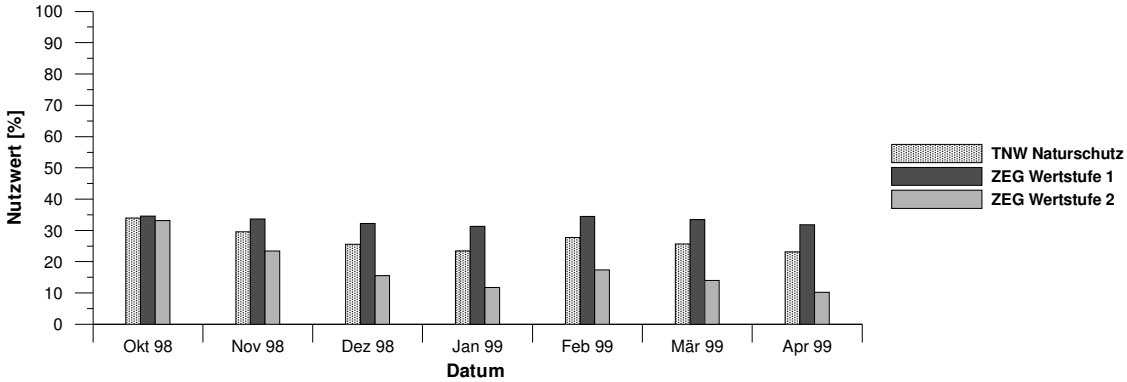


Abb. E.9: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Naturschutz

4. Optimierung ohne vorgegebene Gesamtförderraten

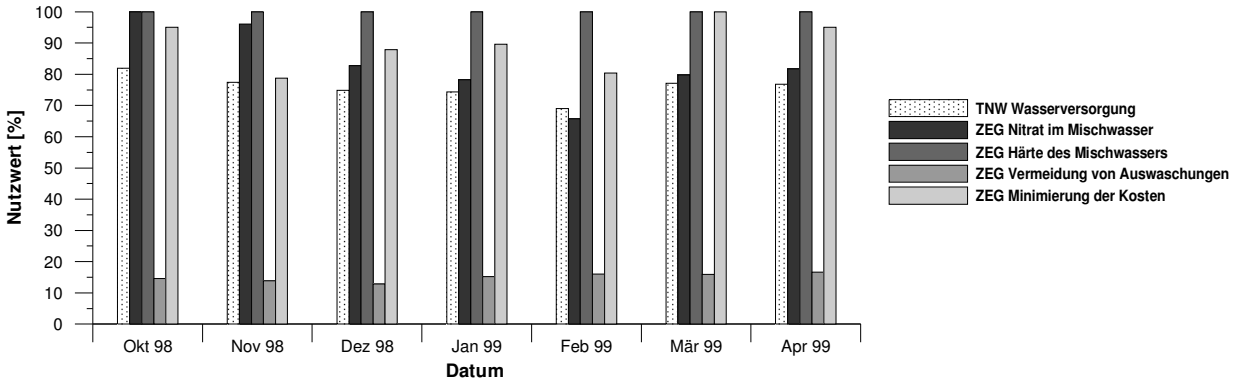


Abb. E.10: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Wasserversorgung

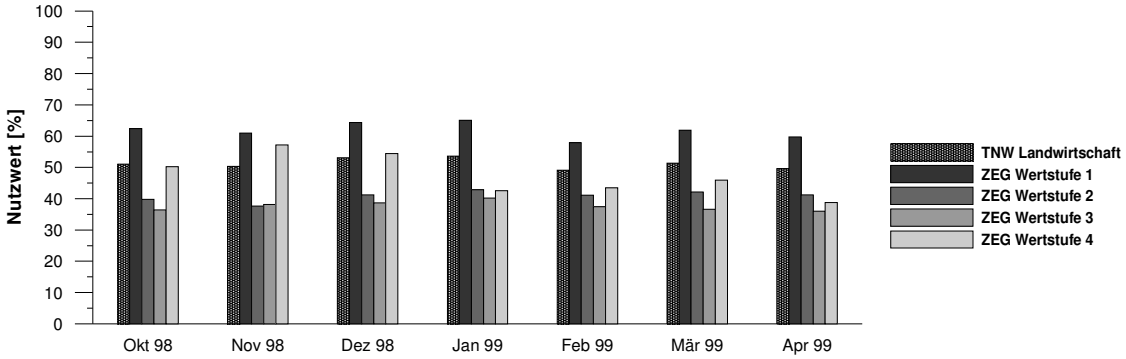


Abb. E.11: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Landwirtschaft

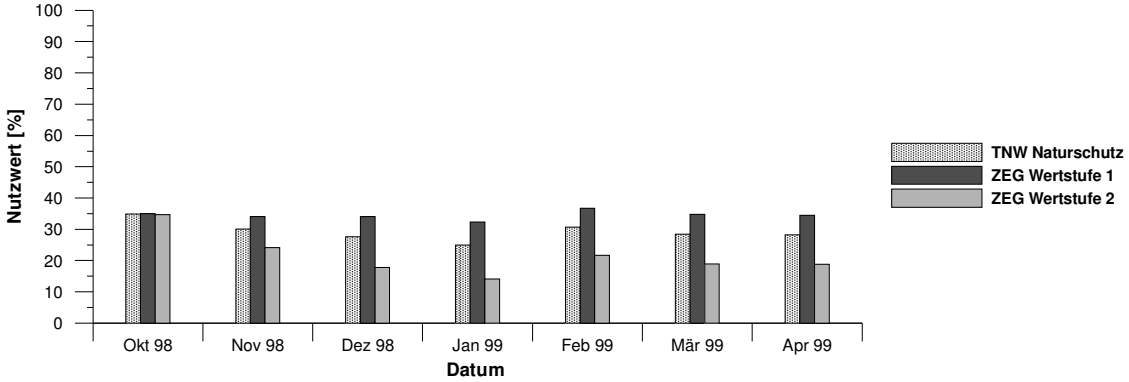


Abb. E.12: Teilnutzwert und Zielerfüllungsgrade der Gruppe Naturschutz

Institut für Wasserbau
Universität Stuttgart

Pfaffenwaldring 61
70569 Stuttgart (Vaihingen)
Telefon (0711) 685 - 64717/64741/64752/64679
Telefax (0711) 685 - 67020 o. 64746 o. 64681
E-Mail: iws@iws.uni-stuttgart.de
http://www.iws.uni-stuttgart.de

Direktoren
Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy
Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig
Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

Vorstand *(Stand 31.10.2006)*
Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. A. Bárdossy
Prof. Dr.-Ing. R. Helmig
Prof. Dr.-Ing. S. Wieprecht
Prof. Dr.-Ing. habil. B. Westrich
Jürgen Braun, PhD
Dr.-Ing. H. Class
Dr.-Ing. A. Färber
Dr.-Ing. H.-P. Koschitzky
PD Dr.-Ing. W. Marx

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

Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft
Leiter: Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht
Stellv.: PD Dr.-Ing. Walter Marx, AOR

Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie
Leiter: Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy
Stellv.: Dr.-Ing. Arne Färber

Lehrstuhl für Hydromechanik und Hydrosystemmodellierung
Leiter: Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig
Stellv.: Dr.-Ing. Holger Class, AOR

***VEGAS,* Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung**
Leitung: Jürgen Braun, PhD
Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky, AD

Versuchsanstalt für Wasserbau
Leiter: apl. Prof. Dr.-Ing. Bernhard Westrich

Verzeichnis der Mitteilungshefte

1 Röhnisch, Arthur: *Die Bemühungen um eine Wasserbauliche Versuchsanstalt an der Technischen Hochschule Stuttgart*,
und
Fattah Abouleid, Abdel: *Beitrag zur Berechnung einer in lockeren Sand gerammten, zweifach verankerten Spundwand*, 1963

2 Marotz, Günter: *Beitrag zur Frage der Standfestigkeit von dichten Asphaltbelägen im Großwasserbau*, 1964

3 Gurr, Siegfried: *Beitrag zur Berechnung zusammengesetzter ebener Flächentragwerke unter besonderer Berücksichtigung ebener Stauwände, mit Hilfe von Randwert- und Lastwertmatrizen*, 1965

4 Plica, Peter: *Ein Beitrag zur Anwendung von Schalenkonstruktionen im Stahlwasserbau*, und Petrikat, Kurt: *Möglichkeiten und Grenzen des wasserbaulichen Versuchswesens*, 1966

5 Plate, Erich: *Beitrag zur Bestimmung der Windgeschwindigkeitsverteilung in der durch eine Wand gestörten bodennahen Luftschicht*,
und
Röhnisch, Arthur; Marotz, Günter: *Neue Baustoffe und Bauausführungen für den Schutz der Böschungen und der Sohle von Kanälen, Flüssen und Häfen; Gestehungskosten und jeweilige Vorteile*, sowie Unny, T.E.: *Schwingungsuntersuchungen am Kegelstrahlschieber*, 1967

6 Seiler, Erich: *Die Ermittlung des Anlagenwertes der bundeseigenen Binnenschiffahrtsstraßen und Talsperren und des Anteils der Binnenschiffahrt an diesem Wert*, 1967

7 *Sonderheft anläßlich des 65. Geburtstages von Prof. Arthur Röhnisch mit Beiträgen von* Benk, Dieter; Breitling, J.; Gurr, Siegfried; Haberhauer, Robert; Honekamp, Hermann; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg; Miller, Rudolf; Plate, Erich J.; Radomski, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1967

8 Jumikis, Alfred: *Beitrag zur experimentellen Untersuchung des Wassernachschubs in einem gefrierenden Boden und die Beurteilung der Ergebnisse*, 1968

9 Marotz, Günter: *Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund*, 1968

10 Radomski, Helge: *Untersuchungen über den Einfluß der Querschnittsform wellenförmiger Spundwände auf die statischen und rammtechnischen Eigenschaften*, 1968

11 Schwarz, Helmut: *Die Grenztragfähigkeit des Baugrundes bei Einwirkung vertikal gezogener Ankerplatten als zweidimensionales Bruchproblem*, 1969

12 Erbel, Klaus: *Ein Beitrag zur Untersuchung der Metamorphose von Mittelgebirgsschneedecken unter besonderer Berücksichtigung eines Verfahrens zur Bestimmung der thermischen Schneequalität*, 1969

13 Westhaus, Karl-Heinz: *Der Strukturwandel in der Binnenschiffahrt und sein Einfluß auf den Ausbau der Binnenschiffskanäle*, 1969

14 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Ein Beitrag zur Berechnung des Erdwiderstandes unter Ansatz der logarithmischen Spirale als Gleitflächenfunktion*, 1970

15 Schulz, Manfred: *Berechnung des räumlichen Erddruckes auf die Wandung kreiszylindrischer Körper*, 1970

16 Mobasseri, Manoutschehr: *Die Rippenstützmauer. Konstruktion und Grenzen ihrer Standsicherheit*, 1970

17 Benk, Dieter: *Ein Beitrag zum Betrieb und zur Bemessung von Hochwasserrückhaltebecken*, 1970

18 Gàl, Attila: *Bestimmung der mitschwingenden Wassermasse bei überströmten Fischbauchklappen mit kreiszylindrischem Staublech*, 1971, vergriffen

19 Kuz, Klaus Dieter: *Ein Beitrag zur Frage des Einsetzens von Kavitationserscheinungen in einer Düsenströmung bei Berücksichtigung der im Wasser gelösten Gase*, 1971, vergriffen

20 Schaak, Hartmut: *Verteilleitungen von Wasserkraftanlagen*, 1971

21 *Sonderheft zur Eröffnung der neuen Versuchsanstalt des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart mit Beiträgen von*
Brombach, Hansjörg; Dirksen, Wolfram; Gàl, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Holthoff, Franz-Josef; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Minor, Hans-Erwin; Petrikat, Kurt; Röhnisch, Arthur; Rueff, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1972

22 Wang, Chung-su: *Ein Beitrag zur Berechnung der Schwingungen an Kegelstrahlschiebern*, 1972

23 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Erdwiderstandsbeiwerte nach dem Ohde-Variationsverfahren*, 1972

24 Minor, Hans-Erwin: *Beitrag zur Bestimmung der Schwingungsanfachungsfunktionen überströmter Stauklappen*, 1972, vergriffen

25 Brombach, Hansjörg: *Untersuchung strömungsmechanischer Elemente (Fluidik) und die Möglichkeit der Anwendung von Wirbelkammerelementen im Wasserbau*, 1972, vergriffen

26 Wildenhahn, Eberhard: *Beitrag zur Berechnung von Horizontalfilterbrunnen*, 1972

27 Steinlein, Helmut: *Die Eliminierung der Schwebstoffe aus Flußwasser zum Zweck der unterirdischen Wasserspeicherung, gezeigt am Beispiel der Iller*, 1972

28 Holthoff, Franz Josef: *Die Überwindung großer Hubhöhen in der Binnenschiffahrt durch Schwimmerhebewerke*, 1973

29 Röder, Karl: *Einwirkungen aus Baugrundbewegungen auf trog- und kastenförmige Konstruktionen des Wasser- und Tunnelbaues*, 1973

30 Kretschmer, Heinz: *Die Bemessung von Bogenstaumauern in Abhängigkeit von der Talform*, 1973

31 Honekamp, Hermann: *Beitrag zur Berechnung der Montage von Unterwasserpipelines*, 1973

32 Giesecke, Jürgen: *Die Wirbelkammertriode als neuartiges Steuerorgan im Wasserbau*, und Brombach, Hansjörg: *Entwicklung, Bauformen, Wirkungsweise und Steuereigenschaften von Wirbelkammerverstärkern*, 1974

33 Rueff, Helge: *Untersuchung der schwingungserregenden Kräfte an zwei hintereinander angeordneten Tiefschützen unter besonderer Berücksichtigung von Kavitation*, 1974

34 Röhnisch, Arthur: *Einpreßversuche mit Zementmörtel für Spannbeton - Vergleich der Ergebnisse von Modellversuchen mit Ausführungen in Hüllwellrohren*, 1975

35 *Sonderheft anläßlich des 65. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. Kurt Petrikat mit Beiträgen von*: Brombach, Hansjörg; Erbel, Klaus; Flinspach, Dieter; Fischer jr., Richard; Gàl, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Haberhauer, Robert; Hafner Edzard; Hausenblas, Bernhard; Horlacher, Hans-Burkhard; Hutarew, Andreas; Knoll, Manfred; Krummet, Ralph; Marotz, Günter; Merkle, Theodor; Miller, Christoph; Minor, Hans-Erwin; Neumayer, Hans; Rao, Syamala; Rath, Paul; Rueff, Helge; Ruppert, Jürgen; Schwarz, Wolfgang; Topal-Gökceli, Mehmet; Vollmer, Ernst; Wang, Chung-su; Weber, Hans-Georg; 1975

36 Berger, Jochum: *Beitrag zur Berechnung des Spannungszustandes in rotationssymmetrisch belasteten Kugelschalen veränderlicher Wandstärke unter Gas- und Flüssigkeitsdruck durch Integration schwach singulärer Differentialgleichungen*, 1975

37 Dirksen, Wolfram: *Berechnung instationärer Abflußvorgänge in gestauten Gerinnen mittels Differenzenverfahren und die Anwendung auf Hochwasserrückhaltebecken*, 1976

38 Horlacher, Hans-Burkhard: *Berechnung instationärer Temperatur- und Wärmespannungsfelder in langen mehrschichtigen Hohlzylindern*, 1976

39 Hafner, Edzard: *Untersuchung der hydrodynamischen Kräfte auf Baukörper im Tiefwasserbereich des Meeres*, 1977, ISBN 3-921694-39-6

40 Ruppert, Jürgen: *Über den Axialwirbelkammerverstärker für den Einsatz im Wasserbau*, 1977, ISBN 3-921694-40-X

41 Hutarew, Andreas: *Beitrag zur Beeinflußbarkeit des Sauerstoffgehalts in Fließgewässern an Abstürzen und Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-41-8, vergriffen

42 Miller, Christoph: *Ein Beitrag zur Bestimmung der schwingungserregenden Kräfte an unterströmten Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-42-6

43 Schwarz, Wolfgang: *Druckstoßberechnung unter Berücksichtigung der Radial- und Längsverschiebungen der Rohrwandung*, 1978, ISBN 3-921694-43-4

44 Kinzelbach, Wolfgang: *Numerische Untersuchungen über den optimalen Einsatz variabler Kühlsysteme einer Kraftwerkskette am Beispiel Oberrhein*, 1978, ISBN 3-921694-44-2

45 Barczewski, Baldur: *Neue Meßmethoden für Wasser-Luftgemische und deren Anwendung auf zweiphasige Auftriebsstrahlen*, 1979, ISBN 3-921694-45-0

46 Neumayer, Hans: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in radialen Wirbelkammerverstärkern*, 1979, ISBN 3-921694-46-9

47 Elalfy, Youssef-Elhassan: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in Wirbelkammerdioden und -drosseln*, 1979, ISBN 3-921694-47-7

48 Brombach, Hansjörg: *Automatisierung der Bewirtschaftung von Wasserspeichern*, 1981, ISBN 3-921694-48-5

49 Geldner, Peter: *Deterministische und stochastische Methoden zur Bestimmung der Selbstdichtung von Gewässern*, 1981, ISBN 3-921694-49-3, vergriffen

50 Mehlhorn, Hans: *Temperaturveränderungen im Grundwasser durch Brauchwassereinleitungen*, 1982, ISBN 3-921694-50-7, vergriffen

51 Hafner, Edzard: *Rohrleitungen und Behälter im Meer*, 1983, ISBN 3-921694-51-5

52 Rinnert, Bernd: *Hydrodynamische Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Dichteunterschieden auf die Vertikalvermischung in horizontaler Strömung*, 1983, ISBN 3-921694-52-3, vergriffen

53 Lindner, Wulf: *Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien*, 1983, ISBN 3-921694-53-1, vergriffen

54 Herr, Michael; Herzer, Jörg; Kinzelbach, Wolfgang; Kobus, Helmut; Rinnert, Bernd: *Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen*, 1983, ISBN 3-921694-54-X

55 Schmitt, Paul: *Wege zur Automatisierung der Niederschlagsermittlung*, 1984, ISBN 3-921694-55-8, vergriffen

56 Müller, Peter: *Transport und selektive Sedimentation von Schwebstoffen bei gestau tem Abfluß*, 1985, ISBN 3-921694-56-6

57 El-Qawasmeh, Fuad: *Möglichkeiten und Grenzen der Tropfbewässerung unter besonderer Berücksichtigung der Verstopfungsanfälligkeit der Tropfelemente*, 1985, ISBN 3-921694-57-4, vergriffen

58 Kirchenbaur, Klaus: *Mikroprozessorgesteuerte Erfassung instationärer Druckfelder am Beispiel seegangsbelasteter Baukörper*, 1985, ISBN 3-921694-58-2

59 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1984/85 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart), 1985, ISBN 3-921694-59-0, vergriffen

60 Spitz, Karlheinz: *Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Inhomogenitäten und Dichteunterschieden*, 1985, ISBN 3-921694-60-4, vergriffen

61 Kobus, Helmut: *An Introduction to Air-Water Flows in Hydraulics*, 1985, ISBN 3-921694-61-2

62 Kaleris, Vassilios: *Erfassung des Austausches von Oberflächen- und Grundwasser in horizontalebenen Grundwassermodellen*, 1986, ISBN 3-921694-62-0

63 Herr, Michael: *Grundlagen der hydraulischen Sanierung verunreinigter Porengrundwasserleiter*, 1987, ISBN 3-921694-63-9

64 Marx, Walter: *Berechnung von Temperatur und Spannung in Massenbeton infolge Hydratation*, 1987, ISBN 3-921694-64-7

65 Koschitzky, Hans-Peter: *Dimensionierungskonzept für Sohlbelüfter in Schußrinnen zur Vermeidung von Kavitationsschäden*, 1987, ISBN 3-921694-65-5

66 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1986/87 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart) 1987, ISBN 3-921694-66-3

67 Söll, Thomas: *Berechnungsverfahren zur Abschätzung anthropogener Temperaturanomalien im Grundwasser*, 1988, ISBN 3-921694-67-1

68 Dittrich, Andreas; Westrich, Bernd: *Bodenseeufererosion, Bestandsaufnahme und Bewertung*, 1988, ISBN 3-921694-68-X, vergriffen

69 Huwe, Bernd; van der Ploeg, Rienk R.: *Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushaltes von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung*, 1988, ISBN 3-921694-69-8, vergriffen

70 Stephan, Karl: *Integration elliptischer Funktionen*, 1988, ISBN 3-921694-70-1

71 Kobus, Helmut; Zilliox, Lothaire (Hrsg.): *Nitratbelastung des Grundwassers, Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit und Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers*. Vorträge des deutsch-französischen Kolloquiums am 6. Oktober 1988, Universitäten Stuttgart und Louis Pasteur Strasbourg (Vorträge in deutsch oder französisch, Kurzfassungen zweisprachig), 1988, ISBN 3-921694-71-X

72 Soyeaux, Renald: *Unterströmung von Stauanlagen auf klüftigem Untergrund unter Berücksichtigung laminarer und turbulenter Fließzustände*,1991,ISBN 3-921694-72-8

73 Kohane, Roberto: *Berechnungsmethoden für Hochwasserabfluß in Fließgewässern mit überströmten Vorländern*, 1991, ISBN 3-921694-73-6

74 Hassinger, Reinhard: *Beitrag zur Hydraulik und Bemessung von Blocksteinrampen in flexibler Bauweise*, 1991, ISBN 3-921694-74-4, vergriffen

75 Schäfer, Gerhard: *Einfluß von Schichtenstrukturen und lokalen Einlagerungen auf die Längsdispersion in Porengrundwasserleitern*, 1991, ISBN 3-921694-75-2

76 Giesecke, Jürgen: *Vorträge, Wasserwirtschaft in stark besiedelten Regionen; Umweltforschung mit Schwerpunkt Wasserwirtschaft*, 1991, ISBN 3-921694-76-0

77 Huwe, Bernd: *Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau*, 1992, ISBN 3-921694-77-9, vergriffen

78 Rommel, Michael: *Verwendung von Kluftdaten zur realitätsnahen Generierung von Kluftnetzen mit anschließender laminar-turbulenter Strömungsberechnung*, 1993, ISBN 3-92 1694-78-7

79 Marschall, Paul: *Die Ermittlung lokaler Stofffrachten im Grundwasser mit Hilfe von Einbohrloch-Meßverfahren*, 1993, ISBN 3-921694-79-5, vergriffen

80 Ptak, Thomas: *Stofftransport in heterogenen Porenaquiferen: Felduntersuchungen und stochastische Modellierung*, 1993, ISBN 3-921694-80-9, vergriffen

81 Haakh, Frieder: *Transientes Strömungsverhalten in Wirbelkammern,* 1993, ISBN 3-921694-81-7

82 Kobus, Helmut; Cirpka, Olaf; Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter: *Versuchseinrichtung zur Grundwasser und Altlastensanierung VEGAS, Konzeption und Programmrahmen*, 1993, ISBN 3-921694-82-5

83 Zang, Weidong: *Optimaler Echtzeit-Betrieb eines Speichers mit aktueller Abflußregenerierung*, 1994, ISBN 3-921694-83-3, vergriffen

84 Franke, Hans-Jörg: *Stochastische Modellierung eines flächenhaften Stoffeintrages und Transports in Grundwasser am Beispiel der Pflanzenschutzmittelproblematik*, 1995, ISBN 3-921694-84-1

85 Lang, Ulrich: *Simulation regionaler Strömungs- und Transportvorgänge in Karstaquiferen mit Hilfe des Doppelkontinuum-Ansatzes: Methodenentwicklung und Parameteridentifikation*, 1995, ISBN 3-921694-85-X, vergriffen

86 Helmig, Rainer: *Einführung in die Numerischen Methoden der Hydromechanik*, 1996, ISBN 3-921694-86-8, vergriffen

87 Cirpka, Olaf: *CONTRACT: A Numerical Tool for Contaminant Transport and Chemical Transformations - Theory and Program Documentation -*, 1996, ISBN 3-921694-87-6

88 Haberlandt, Uwe: *Stochastische Synthese und Regionalisierung des Niederschlages für Schmutzfrachtberechnungen*, 1996, ISBN 3-921694-88-4

89 Croisé, Jean: *Extraktion von flüchtigen Chemikalien aus natürlichen Lockergesteinen mittels erzwungener Luftströmung*, 1996, ISBN 3-921694-89-2, vergriffen

90 Jorde, Klaus: *Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken*, 1997, ISBN 3-921694-90-6, vergriffen

91 Helmig, Rainer: *Gekoppelte Strömungs- und Transportprozesse im Untergrund - Ein Beitrag zur Hydrosystemmodellierung-*, 1998, ISBN 3-921694-91-4

92 Emmert, Martin: *Numerische Modellierung nichtisothermer Gas-Wasser Systeme in porösen Medien*, 1997, ISBN 3-921694-92-2

93 Kern, Ulrich: *Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars*, 1997, ISBN 3-921694-93-0, vergriffen

94 Förster, Georg: *Druckstoßdämpfung durch große Luftblasen in Hochpunkten von Rohrleitungen 1997*, ISBN 3-921694-94-9

95 Cirpka, Olaf: *Numerische Methoden zur Simulation des reaktiven Mehrkomponententransports im Grundwasser*, 1997, ISBN 3-921694-95-7, vergriffen

96 Färber, Arne: *Wärmetransport in der ungesättigten Bodenzone: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1997, ISBN 3-921694-96-5

97 Betz, Christoph: *Wasserdampfdestillation von Schadstoffen im porösen Medium: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1998, ISBN 3-921694-97-3

98 Xu, Yichun: *Numerical Modeling of Suspended Sediment Transport in Rivers*, 1998, ISBN 3-921694-98-1, vergriffen

99 Wüst, Wolfgang: *Geochemische Untersuchungen zur Sanierung CKW-kontaminierter Aquifere mit Fe(0)-Reaktionswänden,* 2000, ISBN 3-933761-02-2

100 Sheta, Hussam: *Simulation von Mehrphasenvorgängen in porösen Medien unter Einbeziehung von Hysterese-Effekten*, 2000, ISBN 3-933761-03-4

101 Ayros, Edwin: *Regionalisierung extremer Abflüsse auf der Grundlage statistischer Verfahren*, 2000, ISBN 3-933761-04-2, vergriffen

102 Huber, Ralf: *Compositional Multiphase Flow and Transport in Heterogeneous Porous Media*, 2000, ISBN 3-933761-05-0

103 Braun, Christopherus: *Ein Upscaling-Verfahren für Mehrphasenströmungen in porösen Medien*, 2000, ISBN 3-933761-06-9

104 Hofmann, Bernd: *Entwicklung eines rechnergestützten Managementsystems zur Beurteilung von Grundwasserschadensfällen*, 2000, ISBN 3-933761-07-7

105 Class, Holger: *Theorie und numerische Modellierung nichtisothermer Mehrphasenprozesse in NAPL-kontaminierten porösen Medien,* 2001, ISBN 3-933761-08-5

106 Schmidt, Reinhard: *Wasserdampf- und Heißluftinjektion zur thermischen Sanierung kontaminierter Standorte*, 2001, ISBN 3-933761-09-3

107 Reinhold Josef:, *Schadstoffextraktion mit hydraulischen Sanierungsverfahren unter Anwendung von grenzflächenaktiven Stoffen*, 2001, ISBN 3-933761-10-7

108 Schneider, Matthias: *Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*, 2001, ISBN 3-933761-11-5

109 Rathgeb, Andreas: *Hydrodynamische Bemessungsgrundlagen für Lockerdeckwerke an überströmbaren Erddämmen*, 2001, ISBN 3-933761-12-3

110 Lang, Stefan: *Parallele numerische Simulation instätionärer Probleme mit adaptiven Methoden auf unstrukturierten Gittern*, 2001, ISBN 3-933761-13-1

111 Appt, Jochen; Stumpp Simone: *Die Bodensee-Messkampagne 2001, IWS/CWR Lake Constance Measurement Program 2001*, 2002, ISBN 3-933761-14-X

112 Heimerl, Stephan: *Systematische Beurteilung von Wasserkraftprojekten,* 2002, ISBN 3-933761-15-8

113 Iqbal, Amin: *On the Management and Salinity Control of Drip Irrigation,* 2002, ISBN 3-933761-16-6

114 Silberhorn-Hemminger, Annette: *Modellierung von Kluftaquifersystemen: Geostatistische Analyse und deterministisch-stochastische Kluftgenerierung,* 2002, ISBN 3-933761-17-4

115 Winkler, Angela: *Prozesse des Wärme- und Stofftransports bei der In-situ-Sanierung mit festen Wärmequellen,* 2003, ISBN 3-933761-18-2

116 Marx, Walter: *Wasserkraft, Bewässerung, Umwelt - Planungs- und Bewertungsschwerpunkte der Wasserbewirtschaftung,* 2003, ISBN 3-933761-19-0

117 Hinkelmann, Reinhard: *Efficient Numerical Methods and Information-Processing Techniques in Environment Water,* 2003, ISBN 3-933761-20-4

118 Samaniego-Eguiguren, Luis Eduardo: *Hydrological Consequences of Land Use / Land Cover and Climatic Changes in Mesoscale Catchments*, 2003, ISBN 3-933761-21-2

119 Neunhäuserer, Lina: *Diskretisierungsansätze zur Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in geklüftet-porösen Medien*, 2003, ISBN 3-933761-22-0

120 Paul, Maren: *Simulation of Two-Phase Flow in Heterogeneous Poros Media with Adaptive Methods*, 2003, ISBN 3-933761-23-9

121 Ehret, Uwe: *Rainfall and Flood Nowcasting in Small Catchments using Weather Radar*, 2003, ISBN 3-933761-24-7

122 Haag, Ingo: *Der Sauerstoffhaushalt staugeregelter Flüsse am Beispiel des Neckars - Analysen, Experimente, Simulationen -,* 2003, ISBN 3-933761-25-5

123 Appt, Jochen: *Analysis of Basin-Scale Internal Waves in Upper Lake Constance,* 2003, ISBN 3-933761-26-3

124 Hrsg.: Schrenk, Volker; Batereau, Katrin; Barczewski, Baldur; Weber, Karolin und Koschitzky, Hans-Peter: *Symposium Ressource Fläche und VEGAS - Statuskolloquium 2003, 30. September und 1. Oktober 2003,* 2003, ISBN 3-933761-27-1

125 Omar Khalil Ouda: *Optimisation of Agricultural Water Use: A Decision Support System for the Gaza Strip,* 2003, ISBN 3-933761-28-0

126 Batereau, Katrin: *Sensorbasierte Bodenluftmessung zur Vor-Ort-Erkundung von Schadensherden im Untergrund*, 2004, ISBN 3-933761-29-8

127 Witt, Oliver: *Erosionsstabilität von Gewässersedimenten mit Auswirkung auf den Stofftransport bei Hochwasser am Beispiel ausgewählter Stauhaltungen des Oberrheins*, 2004, ISBN 3-933761-30-1

128 Jakobs, Hartmut: *Simulation nicht-isothermer Gas-Wasser-Prozesse in komplexen Kluft-Matrix-Systemen*, 2004, ISBN 3-933761-31-X

129 Li, Chen-Chien: *Deterministisch-stochastisches Berechnungskonzept zur Beurteilung der Auswirkungen erosiver Hochwasserereignisse in Flussstauhaltungen,* 2004, ISBN 3-933761-32-8

130 Reichenberger, Volker; Helmig, Rainer; Jakobs, Hartmut; Bastian, Peter; Niessner, Jennifer: *Complex Gas-Water Processes in Discrete Fracture-Matrix Systems: Upscaling, Mass-Conservative Discretization and Efficient Multilevel Solution,* 2004, ISBN 3-933761-33-6

131 Hrsg.: Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter; Weber, Karolin; Wege, Ralf: *VEGAS - Statuskolloquium 2004,* Tagungsband zur Veranstaltung am 05. Oktober 2004 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2004, ISBN 3-933761-34-4

132 Asie, Kemal Jabir: *Finite Volume Models for Multiphase Multicomponent Flow through Porous Media*. 2005, ISBN 3-933761-35-2

133 Jacoub, George: *Development of a 2-D Numerical Module for Particulate Contaminant Transport in Flood Retention Reservoirs and Impounded Rivers,* 2004, ISBN 3-933761-36-0

134 Nowak, Wolfgang: *Geostatistical Methods for the Identification of Flow and Transport Parameters in the Subsurface,* 2005, ISBN 3-933761-37-9

135 Süß, Mia: *Analysis of the influence of structures and boundaries on flow and transport processes in fractured porous media*, 2005, ISBN 3-933761-38-7

136 Jose, Surabhin Chackiath: *Experimental Investigations on Longitudinal Dispersive Mixing in Heterogeneous Aquifers,* 2005, ISBN: 3-933761-39-5

137 Filiz, Fulya: *Linking Large-Scale Meteorological Conditions to Floods in Mesoscale Catchments,* 2005, ISBN 3-933761-40-9

138 Qin, Minghao: *Wirklichkeitsnahe und recheneffiziente Ermittlung von Temperatur und Spannungen bei großen RCC-Staumauern*, 2005, ISBN 3-933761-41-7

139 Kobayashi, Kenichiro: *Optimization Methods for Multiphase Systems in the Subsurface - Application to Methane Migration in Coal Mining Areas*, 2005, ISBN 3-933761-42-5

140 Rahman, Md. Arifur: *Experimental Investigations on Transverse Dispersive Mixing in Heterogeneous Porous Media,* 2005, ISBN 3-933761-43-3

141 Schrenk, Volker: *Ökobilanzen zur Bewertung von Altlastensanierungsmaßnahmen,* 2005, ISBN 3-933761-44-1

142 Hundecha, Hirpa Yeshewatesfa: *Regionalization of Parameters of a Conceptual Rainfall-Runoff Model*, 2005, ISBN: 3-933761-45-X

143 Wege, Ralf: *Untersuchungs- und Überwachungsmethoden für die Beurteilung natürlicher Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser,* 2005, ISBN 3-933761-46-8

144 Breiting, Thomas: *Techniken und Methoden der Hydroinformatik - Modellierung von komplexen Hydrosystemen im Untergrund*, 2006, 3-933761-47-6

145 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Müller, Martin: *Ressource Untergrund: 10 Jahre VEGAS: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden,* Tagungsband zur Veranstaltung am 28. und 29. September 2005 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2005, ISBN 3-933761-48-4

146 Rojanschi, Vlad: *Abflusskonzentration in mesoskaligen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung des Sickerraumes,* 2006, ISBN 3-933761-49-2

147 Winkler, Nina Simone: *Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebeckensystemen,* 2006, ISBN 3-933761-50-6

148 Wolf, Jens: *Räumlich differenzierte Modellierung der Grundwasserströmung alluvialer Aquifere für mesoskalige Einzugsgebiete*, 2006, ISBN: 3-933761-51-4

149 Kohler, Beate: *Externe Effekte der Laufwasserkraftnutzung*, 2006, ISBN: 3-933761-52-2

150 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhrmann, Matthias: *VEGAS-Statuskolloquium 2006,* Tagungsband zur Veranstaltung am 28. September 2006 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen,, 2006, ISBN: 3-933761-53-0

151 Niessner, Jennifer: *Multi-Scale Modeling of Multi-Phase - Multi-Component Processes in Heterogeneous Porous Media*, 2006, ISBN: 3-933761-54-9

152 Fischer, Markus: *Beanspruchung eingeerdeter Rohrleitungen infolge Austrocknung bindiger Böden,* 2006, ISBN: 3-933761-55-7

153 Schneck, Alexander: *Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes*, 2006, ISBN 3-933761-56-5

Die Mitteilungshefte ab dem Jahr 2005 stehen auch als pdf-Datei über die Homepage des Instituts: www.iws.uni-stuttgart.de zur Verfügung.