UFZ-Bericht 1/2004

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und regionale Entwicklung –

Analyse und Bewertung von Szenarien zum Wassernutzungskonflikt im bergbaubeeinflussten Einzugsgebiet der Oberen Spree

---

Ergebnisse aus dem Teilgebietsprojekt „Obere Spree“
im BMBF-Projekt GLOWA Elbe I (2000-2003)

Frank Messner[1)] und Michael Kaltofen [2)] (Hrsg.)

1) UFZ, Department Ökonomie, Soziologie und Recht
2) BTU Cottbus und WASY GmbH

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 3
Abbildungsverzeichnis 5
Tabellenverzeichnis 8
Vorbemerkung 9

Einleitung: Der Wassernutzungskonflikt und der Integrative Methodische Ansatz zu seiner Analyse

Frank Messner und Michael Kaltofen **11**

Kapitel 1

IMA Schritt 1: Szenarienableitung

Frank Messner, Michael Kaltofen, Matthias Karkuschke, Hagen Koch, Oliver Zwirner 15

1.1 Analyse des globalen Wandels 17
1.1.1 Der Entwicklungsrahmen für GLOWA Elbe und für das Teilgebietsprojekt Obere Spree 17
1.1.2 Wasserwirtschaftliche Wirkungsanalyse zum Globalen Wandel mit dem Langfristbewirtschaftungsmodell ArcGRM 19
1.2 Analyse der Handlungsebene 21
1.2.1 Stakeholderanalyse 21
1.2.2 Expertenfachgespräch: Identifizierung von alternativen Handlungsstrategien 23
1.3 Resultierende Entwicklungsszenarien 25

Kapitel 2

IMA Schritt 2: Identifikation von Indikatoren

Frank Messner, Michael Kaltofen, Matthias Karkuschke, Hagen Koch, Oliver Zwirner **26**

Kapitel 3

IMA-Schritt 3: Wirkungsanalyse der Handlungsstrategien **28**

3.1 Wasserwirtschaftliche Wirkungsanalyse mit dem Langfristbewirtschaftungsmodell ArcGRM

Michael Kaltofen, Hagen Koch und Michael Schramm 28

3.1.1 Effekte geänderter Prioritäten der Wasserbereitstellung 29
3.1.2 Effekte der Überleitung von zusätzlichem Wasser aus Fremdgebieten 34

3.2 Sozioökonomische Wirkungsanalyse

Frank Messner, Oliver Zwirner und Matthias Karkuschke 39

3.2.1 Qualitative Wirkungen einer veränderten Oberflächenwasserverfügbarkeit nach Wassernutzern 39
3.2.2 Erste qualitative Einschätzung des Grades der Abhängigkeit der Wassernutzer vom Oberflächenwasser 43

Kapitel 4

IMA-Schritt 4: Bewertung **48**

4.1 Auswahl der Bewertungskriterien

Frank Messner, Michael Kaltofen, Hagen Koch und Oliver Zwirner 48

4.2 Monetäre Bewertung der Handlungsstrategien

Frank Messner, Hagen Koch und Oliver Zwirner 51

4.2.1 Transfer- und Bewertungsfunktionen und ihre Integration ins ArcGRM 51
4.2.2 Bewertungsergebnisse nach Bewertungsmodulen 62

4.3 Nicht-Monetäre Bewertung der Handlungsstrategien

Hagen Koch 77

4.3.1 Bewertungsfunktionen und ihre Integration ins ArcGRM 77
4.3.2 Bewertungsergebnisse nach Bewertungsmodulen 78

4.4 Zusammenfassung und Interpretation der Bewertungsergebnisse Obere Spree

Frank Messner 83

4.5 Ergebnisse einer explorativen Multikriterienanalyse zum Wassernutzungskonflikt an der Spree

Frank Messner 86

Kapitel 5: Ausblick

Frank Messner und Michael Kaltofen **90**

Anhang A: Impaktmatrizen zu den Entwicklungsszenarien **91**

Literaturverzeichnis **93**

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1: Flussgebiet der Spree und der Schwarzen Elster mit wesentlichen Wasserbewirtschaftungselementen 11

Abb. 2 Die vier Forschungsschritte des IMA 13

Abb. 1-1: Der Schritt 1 des IMA für das Teilgebietsprojekt Obere Spree 16

Abb. 1-2: Wirkung veränderter Rahmenbedingungen auf die wasserwirtschaftliche Bilanz und ihre Berücksichtigung in entsprechenden Modellen 20

Abb. 3-1: Wasserbedarf im Spreegebiet (Planungsgrößen 2003-2007) 28

Abb. 3-2: Strategie „Prioritäre Flutung“ der Wasserbewirtschaftung 30

Abb. 3-3: Gewässerschema für den Teilraum Seese/ Schlabendorf 31

Abb. 3-4: Relative Änderung der Flutungsdauer durch die Strategie Reduzierte Fließe für ausgewählte Tagebauseen 32

Abb. 3-5: Monatliche Flutungsmenge in trockenen Sommern für den Tagebausee Gräbendorf im Flutungszeitraum 32

Abb. 3-6: Durchfluss in Dobra und Greifenhainer Fließ oberhalb des Priorgrabens 33

Abb. 3-7: Durchfluss in Vetschauer Mühlenfließ und Greifenhainer Fließ unterhalb des Priorgrabens 34

Abb. 3-8: Entwicklung des Berlin-Zuflusses für die Basisstrategie und die Strategie Oderwasser Berlin 35

Abb. 3-9: Übergeleitete Wassermenge aus der Oder in die Malxe 36

Abb. 3-10: Die Verbesserung des Zuflusses nach Berlin am Pegel Große Tränke/Spree durch die Oderwasserüberleitung über die Malxe 37

Abb. 3-11: Füllung des bewirtschaftbaren Speicherraumes des Speichersystems Lohsa II 37

Abb. 3-12: Auswirkungen der Strategie Oderwasser Brandenburg auf den Flutungsverlauf 38

Abb. 4-1: Gewinnentwicklung im Binnenfischereisektor in Mio. Euro (real, 2003) unter dem Entwicklungsrahmen B2_stabiles Klima mit zwei Diskontraten (0 %, 2 %) 63

Seite

Abb. 4-2: Gewinnverlauf im Sektor Binnenfischerei in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate unter den Bedingungen der Entwicklungsrahmen B2_stabil und B2_wandel für die Handlungsstrategien Basis und Flutung 64

Abb. 4-3: Wirkungen des globalen Wandels auf den Gewinnverlauf der Binnenfischerei in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate – Darstellung der Handlungsstrategien Basis und Flutung für alle vier Entwicklungsrahmen 65

Abb. 4-4: Über 50 Jahre aggregierte Gewinne des Binnenfischereisektors für die 20 Entwicklungsszenarien in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 66

Abb. 4-5: Kostenverläufe zur gesamten Wasserbereitstellung für die Entwicklungsszenarien der Entwicklungsrahmen B2_stabil und B2_wandel, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 67

Abb. 4-6: Kostenverläufe der Wasserbereitstellung für ausgewählte Entwicklungsszenarien nach Akteuren, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 68

Abb. 4-7: Über 50 Jahre aggregierte Kosten der Wasserbereitstellung für die 20 Entwicklungsszenarien in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 69

Abb. 4-8: Kostenverläufe zur Konditionierung der Tagebauseen für die Entwicklungsszenarien des Entwicklungsrahmens B2_stabil, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 71

Abb. 4-9: Kostenverlauf der Konditionierung mit Einfluss des Klimawandels am Beispiel der Basisstrategie in B2, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 72

Abb. 4-10: Über 50 Jahre aggregierte Kosten der Tagebauseekonditionierung für die 20 Entwicklungsszenarien in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 73

Abb. 4-11: Gewinnentwicklung im Nachnutzungstourismus (optimistische Umsatzrendite) unter dem Entwicklungsrahmen B2_stabiles Klima, in Mio. Euro (real, 2003) mit zwei Diskontraten (0%, 2%) 74

Abb. 4-12: Gewinnverlauf im Sektor Nachnutzungstourismus (optimistische Umsatzrendite) unter den Bedingungen der Entwicklungsrahmen B2_stabil und B2_wandel für die Handlungsstrategien Basis und Flutung, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 75

Abb. 4-13: Über 50 Jahre aggregierte Gewinne im Bereich Nachnutzungstourismus für die 20 Entwicklungsszenarien, in Mio Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate 76

Abb. 4-14: Mittlere jährliche Bedarfsbefriedigung der Industrie für die verschiedenen Szenarien 79

Abb. 4-15: Mittlere jährliche Bedarfsbefriedigung der ökologischen Mindestabflüsse für die verschiedenen Szenarien 80

Abb. 4-16: Mittlere jährliche Spreewaldzuflüsse für die verschiedenen Szenarien 81

Abb. 4-17: Mittlere jährliche Berlinzuflüsse für die verschiedenen Szenarien 82

Abb. 4-18: Partielle Präferenzordnung für A1_stabil mit 8 Kriterien 89

Abb. 4-19: Rangverteilung bei 1.000 zufälligen Gewichtungen für A1_stabil mit 8 Kriterien 89

Abb. 4-20: Partielle Präferenzordnung für A1_wandel mit 8 Kriterien 89

Abb. 4-21: Rangverteilung bei 1.000 zufälligen Gewichtungen für A1_wandel mit 8 Kriterien 89

Abb. 4-22: Partielle Präferenzordnung für A1_wandel mit 5 Kriterien 89

Abb. 4-23: Rangverteilung bei 1.000 zufälligen Gewichtungen für A1_wandel mit 5 Kriterien 89

Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 1-1: Die resultierenden Entwicklungsszenarien für das Teilgebiet Obere Spree 25

Tab. 3-1: Maximale Wassermengen zur Flutung bzw. zur Ableitung in die Fließgewässer 31

Tab. 3-2: Aspekte zur Einstufung des Grades der Oberflächenwasserabhängigkeit für Wassernutzer 47

Tab. 4-1: Mittlere Bedarfsbefriedigung für die verschiedenen Szenarien [%] 79

Tab. 4-2: Mittlere Bedarfsbefriedigung für die verschiedenen Szenarien [%] 80

Tab. 4-3: Mittlere Spreewaldzuflüsse für die verschiedenen Szenarien 81

Tab. 4-4: Mittlere Berlinzuflüsse für die verschiedenen Szenarien 82

Tab. A-1: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen B2_stabil (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003) 91

Tab. A-2: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen B2_wandel (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003) 91

Tab. A-3: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen A1_stabil (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003) 92

Tab. A-4: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen A1_wandel (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003) 92

Vorbemerkung

In diesem UFZ-Bericht werden Ergebnisse aus dem BMBF-Projekt GLOWA Elbe dargestellt, die hauptsächlich die direkt bergbaubeeinflussten Teileinzugsgebiete der Spree und der Schwarzen Elster betreffen (nachfolgend auch Teilgebiet „Obere Spree“ genannt).

Das Projekt GLOWA Elbe wurde in einer ersten Phase von 2000-2003 vom BMBF gefördert. Hauptziel des interdisziplinären Forschungskonsortiums war die Entwicklung integrierter Strategien zur Bewältigung von durch den globalen Wandel bedingten Wasserverfügbarkeitsproblemen, Wassernutzungskonflikten und daraus resultierenden Umwelt- und sozioökonomischen Problemen im Elbeeinzugsgebiet. Zur Erfüllung dieser Fragestellung wurde der Integrative Methodische Ansatz von GLOWA-Elbe (IMA) entwickelt und angewendet. Untersuchungsräume waren das Gesamtflussgebiet der Elbe inklusive einer Intensivstudie im Unstrut-Flussgebiet mit Bezug auf die Wasserqualitätsproblematik sowie die Teilräume Obere Spree, Spreewald (vgl. DIETRICH ET AL. 2004) und Berlin (vgl. FINKE ET AL. 2003) zur Analyse des besonders bedeutsamen Oberflächenwasserverfügbarkeitskonflikts im Spreeeinzugsgebiet.

Das Teilgebietsprojekt Obere Spree beschäftigte sich im Rahmen von GLOWA Elbe mit der integrierten Analyse und Bewertung des Obere-Spree-Gebietes, in dem bedingt durch jahrzehntelange Nutzung als Braunkohleabbaugebiet einer der größten Oberflächenwassermengen- und -qualitätskonflikte in der Bundesrepublik Deutschland zu bewältigen ist. Der IMA wurde im Kontext dieses Teilgebietprojektes entwickelt und getestet. In diesem Ergebnisbericht werden die wesentlichen wasserwirtschaftlichen und sozio-ökonomischen Ergebnisse dieses Teilgebietsprojektes dargelegt, wobei verschiedene Ergebnisse aus anderen Teilprojekten von GLOWA Elbe maßgeblich verarbeitet wurden. Ausführlichere Darlegungen zu Einzelaspekten des GLOWA-Elbe-Projektes sind in Publikationen nachzulesen, die andernorts erschienen sind. Zu verweisen ist in diesem Zusammenhang auf die Homepage von GLOWA Elbe (http://www.glowa-elbe.de) sowie auf den PIK-REPORT 2004. In diesem Bericht wird auf weiterführende Literatur zum Teilgebietsprojekt Obere Spree jeweils an gegebenem Ort verwiesen.

Frank Messner, Michael Kaltofen

Leipzig, Dresden und Cottbus, Januar 2004

Einleitung: Der Wassernutzungskonflikt und der Integrative Methodische Ansatz zu seiner Analyse

Frank Messner und Michael Kaltofen

Einer der gravierendsten Wasserkonflikte im Elbeeinzugsgebiet konzentriert sich in den Einzugsgebieten der Spree und der Schwarzen Elster (Abb. 1). Durch den Braunkohleabbau im Tagebaubetrieb seit Beginn des 20. Jahrhunderts wurde der gesamte Wasserhaushalt über Jahrzehnte hinweg stark beeinflusst. Kontinuierlich wurden erhebliche Wassermengen gehoben und in die Vorfluter eingeleitet, wodurch einerseits Grundwasserabsenkungsgebiete auf einer enormen Fläche (max. 2.100 km²; LUA BB 2002) entstanden und sich andererseits eine erhöhte Oberflächenwasserverfügbarkeit einstellte. In Folge dieser Entwicklung konnten sich in der Region viele wasserintensive Aktivitäten wie die Energiewirtschaft als Folge der Braunkohleförderung, Tourismus an Talsperren und Speichern, Binnenfischerei, Gemüsebau und andere in einem Ausmaß konzentrieren, das die natürliche Leistungsfähigkeit der Flusseinzugsgebiete oft überschreitet. Darüber hinaus trug der künstlich aufgehöhte Oberflächenabfluss der Spree dazu bei, die Trinkwasserversorgung Berlins aus Uferfiltrat zu gewährleisten und eine ausreichende Durchströmung der Berliner Gewässer zu sichern, so dass Versorgungsengpässe in der Metropole Berlin nicht auftraten. Schließlich begünstigte die hohe Wasserverfügbarkeit Feucht- und Auwaldbiotope, wobei als prominentestes Gebiet der Spreewald zu nennen ist.

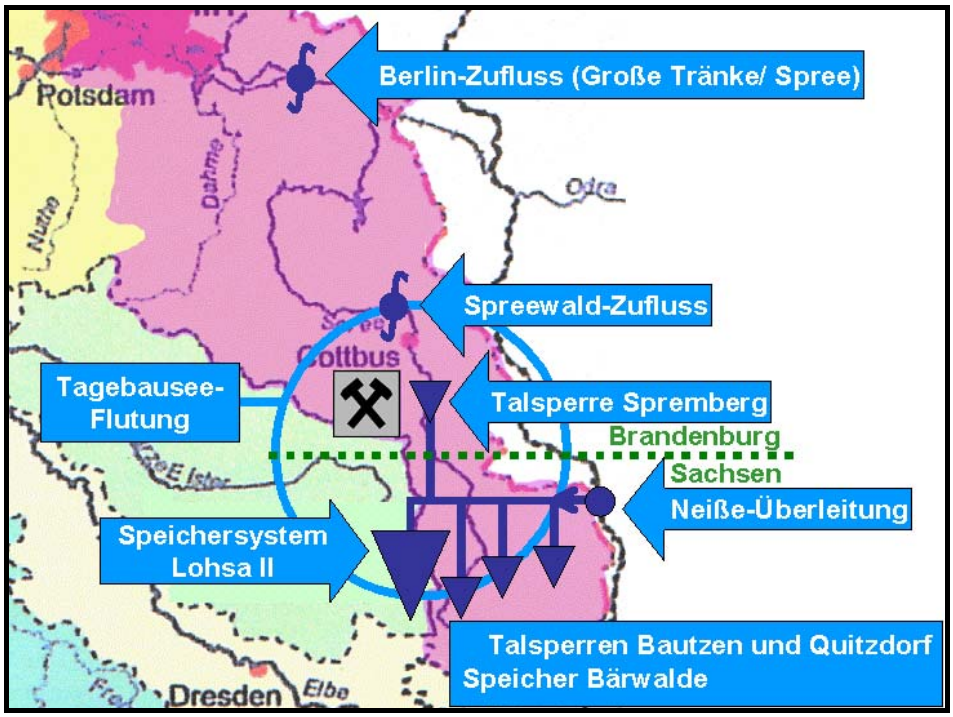

Abb. 1: Flussgebiet der Spree und der Schwarzen Elster mit wesentlichen Wasserbewirtschaftungselementen

Mit der Stilllegung vieler Braunkohletagebaue nach 1989 vollzog sich ein drastischer Einschnitt in der Verfügbarkeit von Oberflächenwasser im Untersuchungsgebiet. In Trockenperioden stellt sich bisweilen ein Wasserdefizit ein, das weder durch die infolge zurückgehender Tagebauaktivität verringerte Sümpfungswassermenge noch durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen wie die Nutzung in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts angelegten Speicher und Talsperren ausreichend ausgeglichen werden kann. Weiterhin versickern große Wassermengen aus den Oberflächengewässern in den Grundwasserabsenkungsgebieten. Verschärft wird der Wassermengenkonflikt durch den großen Bedarf an Oberflächenwasser für die wasserwirtschaftliche Sanierung der stillgelegten Tagebaue. Aufgrund der mangelnden Wassergüte des in den Restlöchern der Tagebaue aufgehenden Grundwassers ist eine Flutung mit Oberflächenwasser unabdingbar, um eine gute Beschaffenheit der entstehenden Seen – und damit auch eine natürlichen Seen entsprechende ökologische Qualität und damit verbunden eine sinnvolle Nachnutzung der Seenlandschaft – zu gewährleisten.

Bedingt durch die Tatsache, dass dieser Konflikt länderübergreifend Sachsen, Brandenburg und Berlin betrifft, gab es über viele Jahre keine einheitliche Strategie hinsichtlich der Wasserbewirtschaftung. Erst 1998 wurde eine länderübergreifende Arbeitsgruppe gegründet, die über wasserwirtschaftliche Lösungen nachdenken sollte. Zwei Jahre später wurde eine gemeinsame Strategie zur Wasserbewirtschaftung vereinbart, die vier Elemente enthielt (LIWAG 2001):

1. weitgehende Sicherung der Wasserrechte traditioneller Wassernutzer im Gegensatz zu den Wasserrechten neuer Nutzer (Tagebauseesanierung verbunden mit Nachnutzungstourismus)
2. der einzuhaltende Abflusswert am Pegel Große Tränke für Berlin wurde von 12,0 m³/s auf 8,0 m³/s reduziert
3. Die Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen wurde mit einer computerbasierten Optimierung der Steuerung unter gegebenen Randbedingungen (s. 1., 2. und 4.) beauftragt, um das vorhandene Wasser bestmöglich zu verwenden.
4. Es wurde der Bau einer Neiße-Überleitung vereinbart, um in günstigen Zeiten der Wasserverfügbarkeit in der Neiße bis zu 2,0 m³/s für die Tagebauseeflutung überzuleiten.

Diese seit dem verfolgte Strategie der Wasserbewirtschaftung wird nachfolgend als *Basis-Strategie* bezeichnet.

Grundlage für die Aushandlung dieser Wassermanagementstrategie waren wasserwirtschaftliche Modellierungen mit dem Wasserbewirtschaftungsmodell ArcGRM[1] Spree/ Schwarze Elster, die allerdings variable Rahmenbedingungen ebenso wie ökonomische Effekte der Wasserbewirtschaftung nicht berücksichtigen. Im Projekt GLOWA Elbe wird von der Hypothese ausgegangen, dass Trends im globalen Wandel, wie z. B. Veränderungen im regionalen Klima und Veränderungen in den Strategien der Energieproduzenten, zu deutlich größeren Wasserverfügbarkeitsproblemen führen könnten als derzeit angenommen. Weiterhin wird argumentiert, dass neben wasserwirtschaftlichen Erwägungen auch sozioökonomische

[1] Seit 2003 wird das Simulationssystem unter dem Namen WBalMo vertrieben. WBalMo und ArcGRM sind eingetragene Warenzeichen der WASY GmbH.

Aspekte bei der Auswahl von Maßnahmen wesentlich sind. Ein Ziel des Projektes GLOWA Elbe war daher, die regionalen wasserwirtschaftlichen und sozioökonomischen Wirkungen dieser globalen Änderungen inklusive der mit ihnen behafteten Unsicherheiten in die Ableitung von Strategien für ein langfristiges Wassermanagement einzubeziehen. Die Vertreter der länderübergreifenden AG nahmen das Angebot der Zusammenarbeit mit den GLOWA-Elbe-Wissenschaftlern auf, und so wurde auf der Grundlage der ersten GLOWA-Elbe-Ergebnisse über verbesserte Wassermanagementstrategien diskutiert.

Den methodischen Rahmen für diese inter- und transdisziplinär anzulegenden Forschungsarbeiten bildete der Integrative Methodische Ansatz von GLOWA Elbe (IMA). Der IMA lässt sich durch folgende vier Haupt-Forschungsschritte charakterisieren (vgl. auch Abb. 2):

1. Ableitung von Entwicklungsszenarien als Kombination von für die Untersuchungsregion endogenen Handlungsalternativen (hier Wassermanagementstrategien) und exogenen Entwicklungstrends in Natur und Gesellschaft (Entwicklungsrahmen);
2. Definition von Indikatoren und Kriterien zur Messung und Bewertung von Effekten des globalen Wandels und verschiedener Handlungsalternativen;
3. Wirkungsanalysen zur Bestimmung der wasserwirtschaftlichen und sozioökonomischen Auswirkungen von globalen Wandeltrends und Handlungsalternativen;
4. Bewertung der Auswirkungen in Kooperation mit Entscheidungsträgern und Stakeholdern und Auswahl der am besten geeigneten Handlungsalternativen.

In allen 4 Schritten des IMA spielen partizipative Elemente eine mehr oder weniger wesentliche Rolle (dazu ausführlich: MESSNER ET AL. 2004).

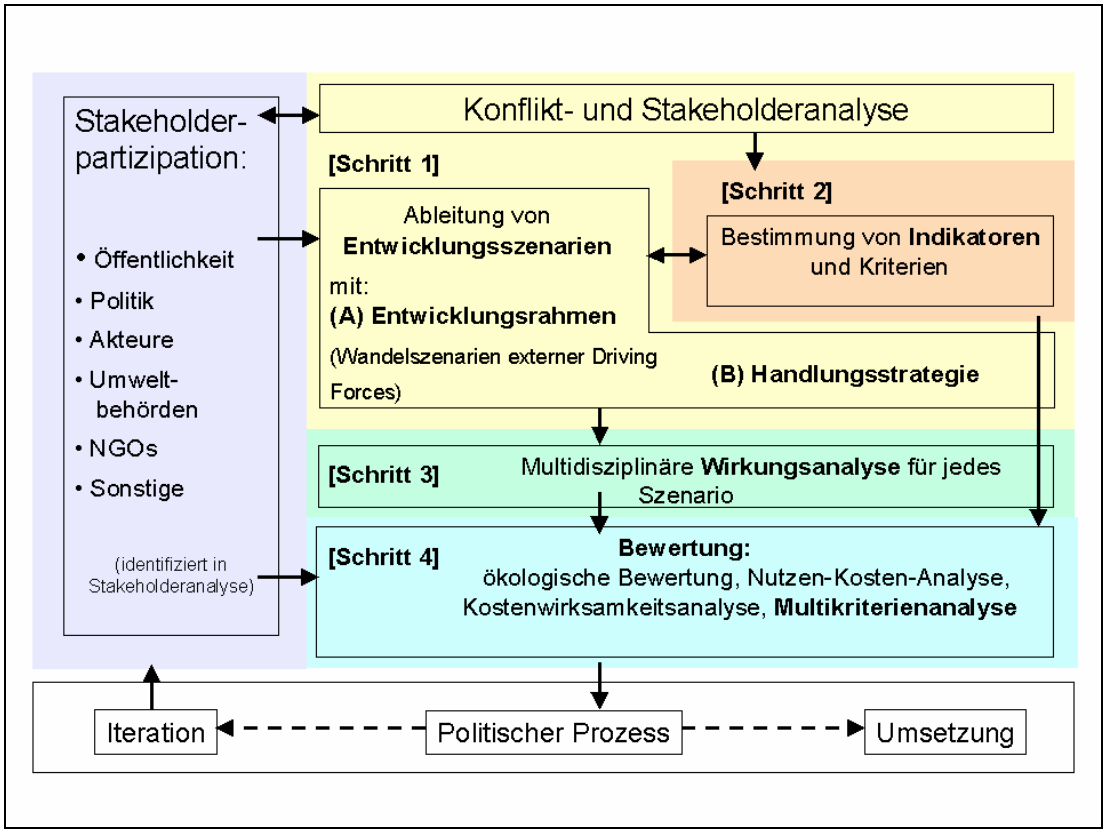

Abb. 2: Die vier Forschungsschritte des IMA

Die Vorstellung der Ergebnisse wird sich im Folgenden an diesen vier Schritten des IMA orientieren. Im anschließenden Kapitel 1 wird der Prozess der Szenarienableitung dargestellt, der sowohl Zukunftsszenarien des globalen Wandels umfasst als auch mögliche alternative Wasserbewirtschaftungsstrategien für das Spreegebiet. Als Kombination dieser Szenariotypen wird am Ende von Kapitel 1 eine Liste mit sogenannten Entwicklungsszenarien präsentiert. In Kapitel 2 werden die Indikatoren vorgestellt, die für die weitere Analyse Verwendung fanden. Kapitel 3 widmet sich dann der Wirkungsanalyse in Bezug auf die Entwicklungsszenarien. Die Bewertung der unterschiedlichen Effekte, die sich in den einzelnen Entwicklungsszenarien ergaben, sowie die Interpretation dieser Ergebnisse sind Gegenstand von Kapitel 4. In Kapitel 5 folgt schließlich ein Ausblick auf die anschließenden Arbeiten, die in einer 2. Phase von GLOWA Elbe projektiert sind. Es folgen letztlich die Publikationsliste zum Forschungsvorhaben sowie ein Literaturverzeichnis in den Kapiteln 6 und 7.

Kapitel 1
IMA Schritt 1: Szenarienableitung

Frank Messner, Michael Kaltofen, Matthias Karkuschke, Hagen Koch, Oliver Zwirner

In Abbildung 1-1 ist dargestellt, welche Analysephasen durchlaufen wurden, um einen Satz von Entwicklungsszenarien zu identifizieren. Ausgangspunkt der Analyse war eine regionenspezifische Problemanalyse, deren wesentliche Ergebnisse bereits in der Einleitung dieses Berichtes dargestellt worden sind. Im Anschluss daran wurden zwei verschiedene Analyseebenen beschritten.

Zum einen wurde das Wasserverfügbarkeitsproblem in den Einzugsgebieten der Spree und der Schwarzen Elster auf der Analyseebene des globalen Wandels untersucht. Es wurden zwei wesentliche Themenfelder (Klimawandel, Änderungen in der Energiewirtschaft) identifiziert, die für das Wasserverfügbarkeitsproblem im Untersuchungsgebiet relevant sind. In Anlehnung an die Zukunftsszenarien des IPCC (IPCC 2000) wurden insgesamt vier verschiedene mögliche Zukünfte für die Region qualitativ definiert, um die Unsicherheiten hinsichtlich des Verlaufs des globalen Wandels für die Region abbilden zu können. Für die beiden wesentlichen Themenfelder Klima und Energiewirtschaft wurden detaillierte Quantifizierungen für die regionale Ebene durchgeführt (vgl. Ausführungen zum GLOWA-Teilprojekt Klima im PIK-Report Nr. 83 sowie VÖGELE UND MARKEWITZ 2001). Die Ergebnisse dieser Analyse zur Bestimmung des Entwicklungsrahmens, der die für die Region exogenen und anthropogen nicht beeinflussbaren Einflüsse beinhaltet, wurden in das ArcGRM als Datensätze integriert. Anschließend wurden in einer ersten Wirkungsanalyse des globalen Wandels die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen dieser veränderten Rahmenbedingungen mit dem Wasserbewirtschaftungsmodell ArcGRM abgeschätzt. Dabei wurde die Basisstrategie der Wasserbewirtschaftung zu Grunde gelegt (vgl. Einleitung und Kapitel 1.1.2). Die Ergebnisse dieser Arbeiten wurden der länderübergreifenden AG auf einem Stakeholderfachgespräch im Juni 2002 vorgestellt, um über Handlungsalternativen für eine verbesserte Wasserbewirtschaftung zu beraten.

Parallel dazu wurde die handlungsorientierte Analyseebene untersucht. In einer Stakeholderanalyse wurden die Akteure des Konfliktes identifiziert und analysiert – sowohl auf behördlicher Ebene in der politischen Exekutive der betroffenen Länder als auch auf der Ebene der konkreten Wassernutzer, die von der Änderung der Oberflächenwasserverfügbarkeit direkt betroffen sind. Auf Basis von Interviews mit diesen Stakeholdern wurden die Konfliktlinien zwischen den Akteuren und die behördliche länderübergreifende Entscheidungsstruktur in diesem Konflikt herausgearbeitet. Die individuellen Stakeholder-Wahrnehmungen des Konfliktes wurden dabei ebenso festgehalten wie die daraus resultierenden Vorschläge für Handlungsoptionen, die in verschiedenen politischen Handlungsfeldern zur Linderung oder gar Überwindung des Konflikts beitragen könnten. Die Einzelbeiträge der Stakeholder aus den Interviews waren eine wichtige Grundlage für die Vorbereitung und Durchführung der weiterführenden Diskussion im Rahmen des Stakeholderfachgesprächs mit Entscheidungsträgern und wichtigen Wassernutzern.

Die beiden Analyseebenen wurden mit dem Stakeholderfachgespräch zusammengeführt. Auf diesem Workshop wurden die Ergebnisse der Impaktanalysen zum globalen Wandel und erste Ansätze für ihren Ausgleich vorgestellt. Im weiteren Verlauf wurden ergänzende Handlungsalternativen diskutiert, um die bestehende Wassermanagementstrategie wirkungsvoll anzupassen. Auf der Basis der Ergebnisse des Stakeholderworkshops wurden letztlich Entwicklungsszenarien definiert, die Hauptgegenstand für die weitere Analyse waren.

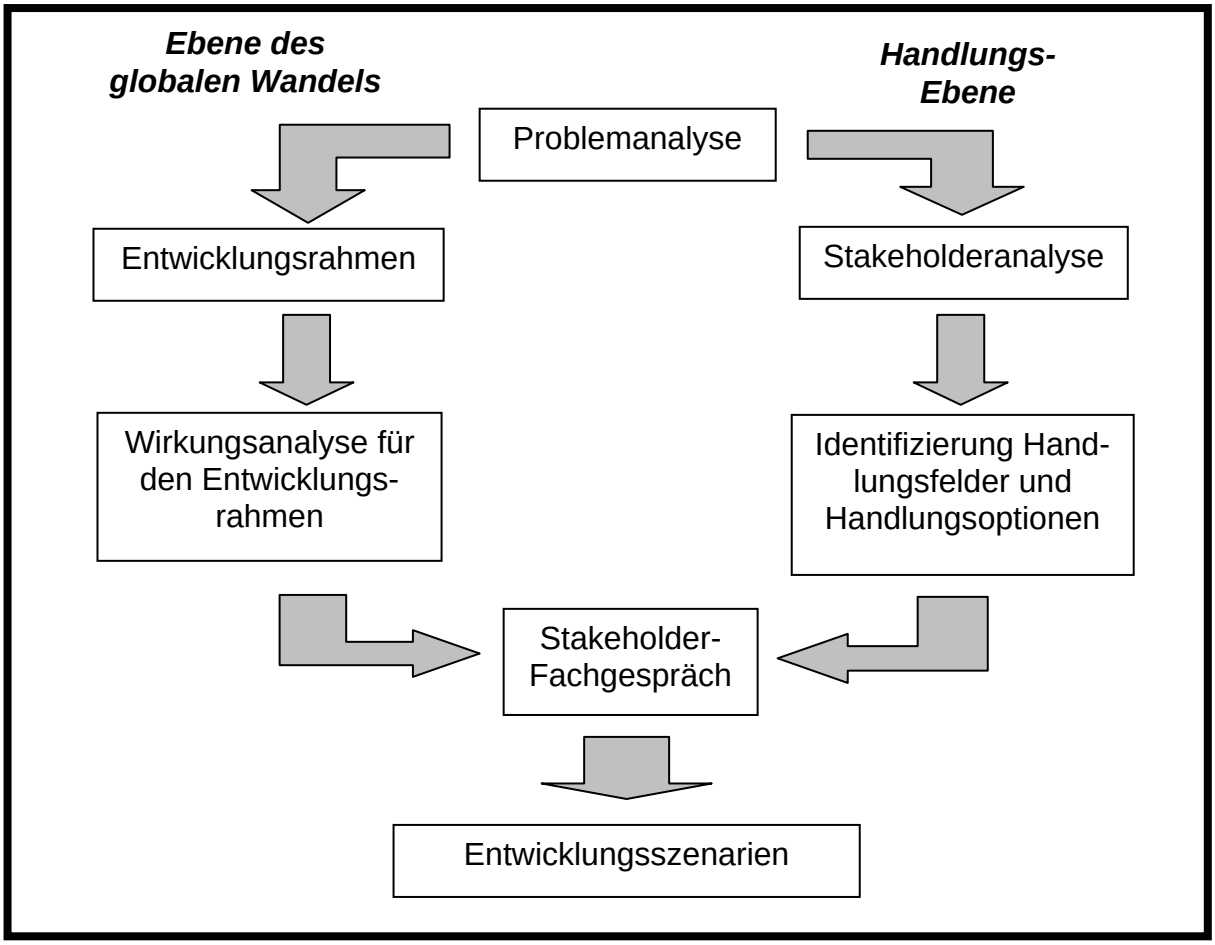

Abb. 1-1: Der Schritt 1 des IMA für das Teilgebietsprojekt Obere Spree

Nach diesem kurzen Abriss des Vorgehens im Rahmen des ersten Schrittes des IMA für das Teilgebietsprojekt „Obere Spree“ werden nachfolgend wichtige Ergebnisse und Vorgehensweisen der einzelnen Analyseschritte dargestellt.

1.1 Analyse des globalen Wandels

1.1.1 Der Entwicklungsrahmen für GLOWA Elbe und für das Teilgebietsprojekt Obere Spree

Ein Entwicklungsrahmen ist eine Kombination möglicher Entwicklungen von exogenen *driving forces*, die innerhalb des gewählten Zeithorizontes nicht von den Akteuren des Untersuchungsgebietes wesentlich beeinflusst werden können. Durch ihn werden die Rahmenbedingungen des politischen Handelns bestimmt. Um die Unsicherheit über die zukünftige Entwicklung der globalen Rahmenbedingungen des Wasserressourcenmanagements zu berücksichtigen, wurden in GLOWA Elbe verschiedene Entwicklungsrahmen für das Elbegebiet für den Zeitzhorizont bis 2050 definiert. Dabei wurde wie folgt vorgegangen (vgl. dazu ausführlich MESSNER 2004):

(1) Festlegung von qualitativen Storylines für den globalen Wandel. Eine *Storyline* ist eine qualitativ bestimmte Entwicklung eines möglichen Zukunftspfades. Unter Bezugnahme auf die qualitativen *Storyline*s für globalen Wandel des IPCC (2000) wurden zwei *Storyline*s ausgewählt: A1 und B2. Die *Storyline* A1 beschreibt die Zukunft als eine sehr ökonomisch bestimmte und globalisierte Welt, in der Globalisierung und Liberalisierung von Märkten im Mittelpunkt stehen und umweltpolitische Aktivitäten eher reaktiver Natur sind. Die *Storyline* B2 sieht die Zukunft eher als ein Wirtschaften in Regionen. Das quantitative wirtschaftliche Wachstum ist weniger stark ausgeprägt, Lösungen in Politik und Gesellschaft werden eher in kleineren Bezugsräumen angestrebt. Die Umweltpolitik hat einen höheren Stellenwert und wird tendenziell vorsorgend betrieben.

(2) Regionalisierung der qualitativen Storylines. Nach der Auswahl der *Storyline*s für den globalen Kontext wurden die *Storyline*s für die Untersuchungsregion konkretisiert. In diesem Kontext wurde zu Beginn abgeschätzt, welche d*riving forces* für die Untersuchungsregion bedeutsam sind und welche Implikationen Entwicklungen der globalen Skala für die Region mit sich bringen. Für das Gesamtprojekt GLOWA Elbe wurden acht *driving forces* identifiziert, die in Bezug auf den globalen Wandel und seine Wirkungen auf den regionalen Wasserhaushalt besonders bedeutsam sind. Es handelt sich um folgende *driving forces*: EU-Agrarpolitik, Entwicklungen im Sektor Binnenfischerei und seine politische Regulierung und Subventionierung, allgemeine ökonomische Entwicklung, Bevölkerungstrends, Entwicklung des regionalen Tourismuspotentials, Umsetzung der EU-Wasserpolitik, Klimaentwicklung und Entwicklungen im Energiesektor. Für diese acht *driving forces* wurden die *Storyline*s A1 und B2 für die Region qualitativ konkretisiert. So wurde beispielsweise für die EU-Politiken hinsichtlich Agrar- und Fischereisektoren angenommen, dass in A1 ein deutlicher Subventionsabbau stattfinden wird, während in B2 das Subventionsniveau verbleibt, aber ökologische Kriterien an Bedeutung gewinnen.

Für die meisten *driving forces* war eine eindeutige Zuordnung von qualitativen Rahmenbedingungen und Trends zu den *Storyline*s A1 und B2 möglich. Hinsichtlich des Energiesektors und hier insbesondere in der Braunkohleverstromung ließ sich jedoch keine klare Zuordnung treffen. Ein langsames Auslaufen der energetischen Nutzung der Braunkohle bis ca. 2035 entspricht einerseits dem umweltpolitischen Vorsorgegedanken in B2, während sie anderer-

seits der regionalen Orientierung und dem geplanten Ersatz der Atomkraftwerkskapazitäten durch andere Energiezeugungsformen widerspricht. Gleichermaßen kann dieses Auslaufen auch unter dem A1-Szenario unter der Annahme stattfinden, dass die Braunkohlekraftwerke bis ca. 2035 wegen ihrer Modernität hohe Gewinne versprechen, danach aber Umrüstungen oder Neubauten anstehen würden, die dann z. B. wegen der Lieferung billigeren Stroms aus dem osteuropäischen Ausland (Stichwort EU-Erweiterung) ausbleiben. Andererseits kann eine Nutzung der potenziell vorhandenen Braunkohlevorräte bis nach 2050 ebenfalls beiden *Storyline*s zugerechnet werden. In B2 würde die Fortführung der Braunkohleverstromung der regionalen Orientierung und dem Ersatz der Atomkraftwerke entsprechen, allerdings dem umweltpolitischen Vorsorgegedanken durch die Devastation weiterer Gebiete und die CO_2-Belastung widersprechen. Unter A1 entspräche die Fortführung der geringeren Bedeutung des Umweltschutzes und einer eher ökonomisch ausgerichteten Gesamtstrategie. So entspricht sie zwar dem Subventionsabbau, da Braunkohleverstromung ohne direkte Subventionen auskommt, aber es erscheint unwahrscheinlich, dass die Globalisierung gerade einen Vorteil für die strukturschwache Untersuchungsregion bedeutet. Daher wurde für die Energiewirtschaft bisher lediglich *eine* Entwicklung für beide *Storyline*s festgelegt. Es handelt sich dabei um einen Zukunftspfad, der ein Auslaufen der heutigen Braunkohlekraftwerke nach Ablauf einer durchschnittlichen Betriebsdauer der Kraftwerke von 35 Jahren vorsieht. Der zweite Zukunftspfad, d. h. Abbau und Verstromung von Braunkohle über das Jahr 2050 hinaus, soll unter anderem in GLOWA II untersucht werden.
Für den Klimawandel zeigte sich, dass eine Unterscheidung zwischen A1 und B2 nicht erforderlich ist: Im Kontext des Zeithorizontes war es aus klimatologischer Sicht nicht möglich, signifikante Unterschiede zwischen den *Storyline*s bis 2050 zu identifizieren. Um die Folgen des Klimawandels zu analysieren, wurde entschieden, die beiden IPCC *Storyline*s als rein sozioökonomische *Storyline*s zu begreifen und diese zu kombinieren mit zwei möglichen Klimapfaden: einer ohne Klimawandel und einer mit Klimawandel gemäß einer globalen Temperaturzunahme von 1,4 K. Als Konsequenz ergaben sich vier Entwicklungsrahmen:

1. sozioökonomischer Trend gemäß A1 mit stabilem Klima (kurz: A1_stabil),
2. sozioökonomischer Trend gemäß A1 mit Klimawandel (kurz: A1_wandel),
3. sozioökonomischer Trend gemäß B2 mit stabilem Klima (kurz: B2_stabil) und
4. sozioökonomischer Trend gemäß B2 mit Klimawandel (kurz: B2_wandel).

(3) Quantifizierung der Storylines. Zur Quantifizierung der qualitativen regionalen *Storyline*s wurden verschiedene Methoden verwendet. Für die Auswirkungen der *Storyline*s auf die Bereiche Agrarsektor, Energiewirtschaft und Klima wurden computergestützte Modellrechnungen durchgeführt (RAUMIS für Agrarsektor, IKARUS für Energiesektor und Modellsystem STAR für Klima). Für den Bereich Bevölkerungsentwicklung wurden bestehende Trendrechnungen für die Makroskala verwendet und mittels statistischer Methoden regionalisiert. Für die *driving forces* Entwicklung der regionalen Wirtschaft, des Tourismus, der Binnenfischerei sowie Umsetzung der EU-Wasserpolitik wurden hingegen statistische Trendfortschreibungen verwendet (vgl. ausführlich in: MESSNER 2004, VÖGELE UND MARKEWITZ 2001, KARKUSCHKE 2003).

Auf diese Weise wurden für die Untersuchungen im Elbeeinzugsgebiet konsistente Rahmenbedingungen in Form von vier Entwicklungsrahmen mit jeweils acht *driving forces* geschaffen. Für einzelne Teilgebiete musste der Regionalisierungsgrad einiger Datensätze noch spezifisch verfeinert werden, während in anderen Regionen nur einige wenige *driving forces* hohe Bedeutung hatten. Für das Teilgebietsprojekt „Obere Spree“ waren hinsichtlich der Inputdaten für die Wasserressourcenmodellierung mittels ArcGRM Änderungen im Klima und im Energiesektor essentiell (vgl. folgenden Abschnitt), hinsichtlich der sonstigen Wirkungen des globalen Wandels auf wichtige Wassernutzer waren insbesondere die *driving forces* Tourismus, Landwirtschaft und Binnenfischerei sehr bedeutsam. Wesentlich war, dass alle Untersuchungen und Modellrechnungen zu den Wirkungen von alternativen Strategien des Wasserressourcenmanagements in allen Teilprojekten von GLOWA Elbe auf den gleichen Annahmen zu den Entwicklungsrahmen beruhten. Die Ermittlung der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen dieser verschiedenen Rahmenbedingungen der Entwicklungsrahmen mit dem Modell ArcGRM wird nachfolgend dargestellt.

1.1.2 Wasserwirtschaftliche Wirkungsanalyse zum Globalen Wandel mit dem Langfristbewirtschaftungsmodell ArcGRM

Grundlage der wasserwirtschaftlichen Wirkungsanalysen zum globalen Wandel bildet das Langfristbewirtschaftungsmodell ArcGRM. Auf der Basis von stochastisch erzeugten Zeitreihen von Monatswerten des Wasserdargebots und vorgegebenem Wasserbedarf ermittelt es die wasserwirtschaftliche Bilanz detailliert für interessierende Querschnitte des Gewässernetzes in großen Flussgebieten. Methodische Grundlagen zum ArcGRM finden sich in u. a. in SCHRAMM (1995) und KADEN/REDETZKY (2000). Das für die einleitend beschriebenen Zielstellungen entwickelte ArcGRM GLOWA Spree/ Schwarze Elster entstand aus dem „ArcGRM S/SE 26u 1998-2032“ (Abb. 1-2). Letzteres Modell geht noch von unveränderten Rahmenbedingungen aus:

- Fortführung des aktiven Bergbaus bis 2032,
- kein Klimawandel.

Das ArcGRM GLOWA 2003-2052 bezieht dagegen weitere Szenarien der Entwicklung globaler Rahmenbedingungen ein. Sie betreffen (Abb. 1-2):

- die Effekte des Auslaufens des aktiven Bergbaus,
- die Wirkung des Klimawandels.

Die quantitative Entwicklung des Auslaufens des Bergbaus wurde entsprechend den Planungen der 90-er Jahre, in Abstimmung mit Vattenfall Europe Mining & Generation (vormals LAUBAG und VEAG) und auf der Grundlage einer Studie zur Entwicklung der Braunkohleverstromung in den neuen Bundesländern (VÖGELE UND MARKEWITZ 2001) bis zum Jahr 2052 konkretisiert. Es wurde angenommen, dass bis zum Jahr 2040 die gesamte Braunkohleverstromung im Untersuchungsgebiet eingestellt wird.
Entsprechend waren im ArcGRM zu erfassen:

- das stufenweise Beenden der Einleitung von Grubenwasser in die Vorflut,
- der Rückgang der Versickerung im Gewässernetz,

- das Auslaufen des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke und das Entstehen von Wasserbedarf folgender Gewerbeansiedlungen,
- die Flutung der Restlöcher der stillgelegten Tagebaue.

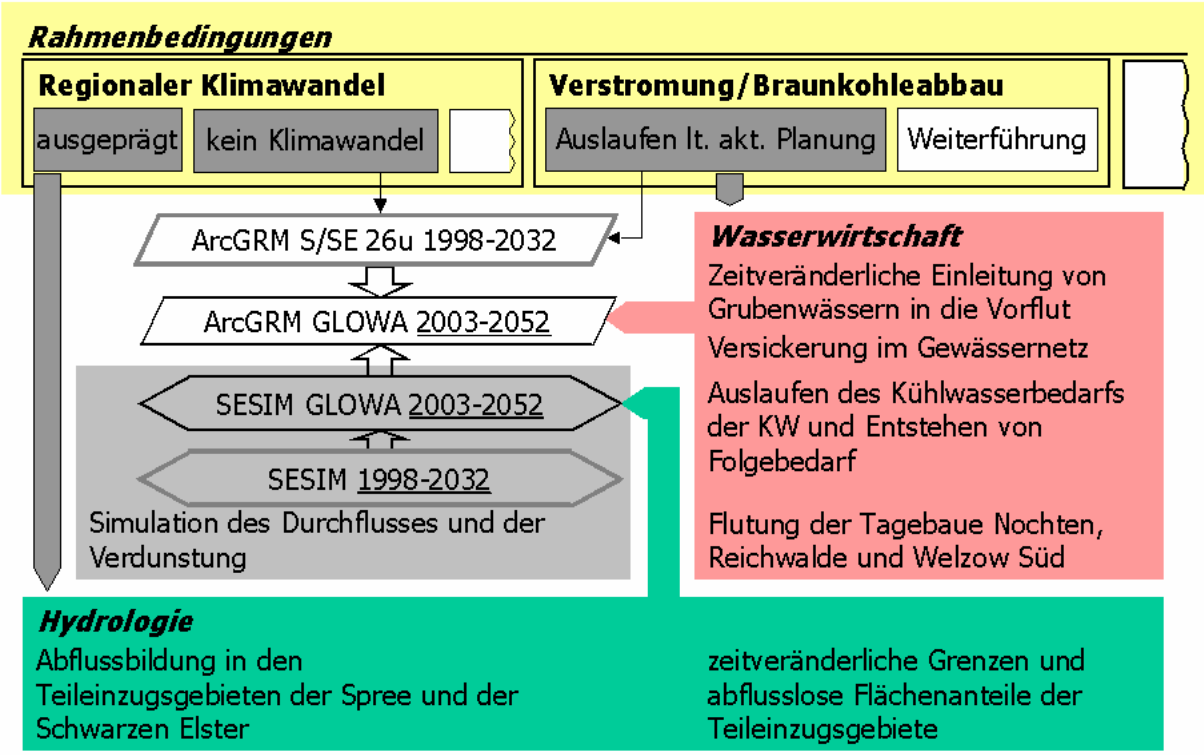

Abb. 1-2: Wirkung veränderter Rahmenbedingungen auf die wasserwirtschaftliche Bilanz und ihre Berücksichtigung in entsprechenden Modellen.

Das Auslaufen des aktiven Bergbaus beeinflusst ebenfalls die hydrologischen Randbedingungen der Abflussbildung. Sie werden durch das ebenfalls erweiterte Modell SESIM GLOWA einbezogen (Abb. 1-2). Die zugehörigen Niederschlag-Abfluss-Modelle vom Typ EGMOD (PFÜTZNER UND GLOS 1986) für die Teileinzugsgebiete berücksichtigen durch variable Parametersätze:

- den Rückgang der abflusslosen Flächenanteile infolge der Grundwasserabsenkung und
- die Veränderung der Grenzen der Teileinzugsgebiete z. B. durch Rückverlegung von Gewässern in ihren ursprünglichen Verlauf.

Die Wirkung des Klimawandels (Erwärmung um 1,4 K bis 2055) ist in den mit dem Modell STAR (WERNER UND GERSTENGARBE 1997) erzeugten stochastischen Realisierungen von Klimagrößen enthalten. Sie wurden als Eingangsdaten für die oben genannten Niederschlag-Abfluss-Modelle verwendet. Die resultierenden Abflüsse gehen in die Wasserbewirtschaftungssimulation mit dem ArcGRM GLOWA ein (Abb. 1-2).

Bei einer flussgebietsweiten Betrachtung lassen die ermittelten Ergebnisse (siehe KALTOFEN ET AL. 2004 und BTU ET AL. 2002) die Schlussfolgerung zu, dass das gegenwärtige wasserwirtschaftliche System die Effekte der geänderten globalen Rahmenbedingungen nicht aus-

gleichen kann. Dabei erweist sich die Wirkung des Auslaufens des aktiven Bergbaus als moderat, wenn sich das zukünftige Klima wie in den letzten Jahrzehnten verhält. So können die Zuflüsse zum Spreewald und nach Berlin auch in trockenen Sommern gesichert werden, wenn auch eine Verschlechterung gegenüber dem Niveau von 2030 eintritt, das als Ziel der derzeitigen Planungen akzeptiert ist.

Die Auswirkung der angenommenen Klimaerwärmung ist dagegen erheblich. Die fast ausnahmslose Reduzierung des Wasserdargebotes, die Tendenz zu längeren trockenen Sommern und geringeren Winter- und Frühjahrsabflüssen, führt in trockenen Sommern zu einer Überlastung der Talsperren und Speicher. Für das geplante Speichersystem Lohsa II könnte sie erst durch den Betrieb des Cottbuser Ost-Sees (zukünftiger Restsee des Tagebaus Cottbus Nord) aufgefangen werden. Dennoch ermöglicht die Summe der steigenden Belastungen nach 2032 in trockenen Sommern nicht mehr die Sicherung der geforderten Zuflüsse zum Spreewald und nach Berlin. Das Wasserdefizit der Binnenfischerei in Sachsen und Brandenburg steigt bis 2032 moderat an. Danach verschlechtert sich die Versorgung der Teichwirtschaften aus den genannten Gründen sprunghaft. Für bereits gegenwärtig „unsichere“ Teichwirtschaften, z. B. an Spreenebenflüssen, sind einschneidende Verschlechterungen zu erwarten. Andere Wassernutzer sind ähnlich betroffen. Unter diesen Bedingungen nimmt bei Trockenheit die Bedeutung des durch den aktiven Bergbau eingeleiteten Grubenwassers für die Wasserverfügbarkeit im Spreegebiet zu.

1.2 Analyse der Handlungsebene

1.2.1 Stakeholderanalyse

Aufgabe der Stakeholderanalyse in GLOWA Elbe war die Analyse der Handlungsebene und der mit ihr verbundenen Akteurskonstellationen und Problemwahrnehmungen. Als Ergebnisse der Stakeholderanalyse wurden die wichtigsten Stakeholder, ihre Problemwahrnehmungen, ihre gegenseitig konfligierenden und koalitionären Interaktionen und Konstellationen identifiziert sowie die institutionelle Entscheidungsstruktur für diesen Konflikt geklärt. Mögliche Alternativstrategien und –optionen der Wasserbewirtschaftung sowie Bewertungsindikatoren und –kriterien, die aus Sicht der verschiedenen Stakeholder Bedeutung besitzen, waren zu erheben. Weiterhin war es eine wichtige Zielstellung, eine Kerngruppe von Stakeholdern zu identifizieren, die aktiv am IMA-Prozess teilhaben sollte. Ausgehend von diesen Ergebnissen wurde anschließend der stakeholderorientierte Bewertungsprozess unter Anwendung des IMA vorbereitet.

Die Stakeholderanalyse stützte sich methodisch auf das Studium der verfügbaren Literatur (Gutachten, Akten, Veröffentlichungen etc.) zu dem Wasserverfügbarkeitsproblem sowie auf qualitative Interviews mit Akteuren im Untersuchungsgebiet. Die Literaturstudien gaben erste wichtige Informationen zu den involvierten Akteursgruppen und zu den Entscheidungsträgern auf der Behördenseite. Diese Personen wurden anschließend in Interviews befragt und durch Hinweise auf weitere involvierte Personen aus den Interviews wurde versucht die Gesamtheit der bedeutsamen Akteure im Schneeballsystem zu erfassen. Drei Gruppen von Akteuren

konnten identifiziert werden: (1) Entscheidungsträger aus den Landes- und Bundesministerien und ihre Berater, (2) Mitarbeiter der verschiedenen ausführenden Behörden auf Länderebene sowie (3) wichtige betroffene Wassernutzer, wie z.B. Akteure aus der Tourismusbranche, die Energieversorger, die staatliche Bergbausanierungsgesellschaft LMBV sowie Landwirte und auch Bürgermeister von an der Spree bzw. Schwarzen Elster gelegenen Städten und Gemeinden.

Insgesamt wurden 25 Interviews mit Repräsentanten der verschiedenen Akteursgruppen getätigt. Diese Interviews wurden mit Hilfe eines jeweils angepassten Interviewleitfadens durchgeführt, wobei zwei Interviewteile unterschieden wurden. Nach einer Vorstellung des Forschungsprojektes und seiner Ziele wurden im ersten Teil standardisierte Fragen gestellt, wobei die Problemwahrnehmung des Wasserverfügbarkeitskonflikts abgefragt sowie Vorschläge zu Politikoptionen und Bewertungskriterien gesammelt wurden. Anschließend folgten fachspezifische Fragen, die genau auf den Fachhintergrund der interviewten Personen zugeschnitten waren. Auf diese Weise wurde das spezifische Wissen der Akteure erhoben und in den Analyseprozess eingebunden.

Nach Abschluss der Interviewphase konnten im Wesentlichen zwei Konfliktlinien identifiziert werden, die den Wasserverfügbarkeitskonflikt in der Spree prägen. (1) Die traditionellen Wassernutzer (Energiesektor, Binnenfischerei, Schifffahrt, Tourismus an Talsperren und Speichern und Feuchtgebiet Spreewald, Mindestabfluss für Berlin) waren an der Wahrung ihrer Nutzungsrechte interessiert und sahen sich konfrontiert mit neuen Wassernutzergruppen, insbesondere der LMBV mit ihrem Wasseranspruch zur Sanierung der Tagebauseen sowie den potentiellen Investoren für den Aufbau des Nachnutzungstourismus an den neuen Seen. (2) Quer zu jener Konfliktlinie bestand ein Konfliktpotential zwischen den involvierten Bundesländern (Sachsen, Brandenburg, Berlin). Angesichts der Tatsache, dass das Wasserrecht Ländersache ist und mithin auf Bundeslandebene entschieden wird, standen sich mit den Vertretern der Länder drei Entscheidungsträgergruppen mit unterschiedlichen Oberlieger-Unterlieger-Interessen für ihre jeweiligen Länder gegenüber. Diese zweite Konfliktlinie war letztlich auch dafür verantwortlich, dass es einige Jahre gedauert hatte bis man sich auf eine gemeinsame Entscheidergruppe einigte – die oben schon erwähnte länderübergreifende Arbeitsgruppe Flussgebietsbewirtschaftung. In dieser Arbeitsgruppe waren sowohl Personen aus den Ministerien und Behörden der Länder vertreten als auch drei wichtige Stakeholdergruppen: der Energieversorger Vattenfall Europe, die LMBV als Sanierer der Bergbaufolgelandschaften sowie die Lausitzinitiative, eine Interessengemeinschaft von kleinen wirtschaftlichen Akteuren mit Bezug zur Oberflächenwasserverfügbarkeit. Da diese Arbeitsgruppe die oben genannten Konfliktlinien grob reflektierte und bereits eine produktive Zusammenarbeit stattgefunden hatte (Erarbeitung der Basisstrategie der Flussbewirtschaftung, LIWAG 2000), wurde diese Gruppe als Ausgangspunkt für die Partizipation im IMA-Prozess gewählt, wobei ausgewählte zusätzliche Akteure möglicherweise in einer späteren Phase mit einbezogen werden sollten (vgl. MESSNER ET AL. 2003).

Neben der Identifikation der Konflikt- und Koalitionslinien und der Entscheidungsstruktur bezogen sich weitere wichtige Ergebnisse der Stakeholderanalyse auf mögliche alternative Handlungsstrategien und Bewertungsmaßstäbe. Aus den Kommentaren und Vorschlägen der Interviewpartner wurden drei generelle Handlungsfelder zur Konfliktminderung erkannt:

(1) Einsparungen durch Optimierung in der Wassernutzung, (2) Zusatzwasserbereitstellung aus fremden Flussgebieten und (3) Veränderung der Prioritäten der Wasserbereitstellung. Die Interviewpartner brachten außerdem zum Ausdruck, welche Messgrößen wichtige Indikatoren sind, um eine Flussgebietsbewirtschaftungsstrategie zu beurteilen. Diese Ergebnisse wurden gesammelt und aufbereitet für ein Expertenfachgespräch, auf dem die Vertreter der länderübergreifenden Arbeitsgruppe über mögliche Alternativstrategien angesichts der potentiellen Bedrohungen durch Entwicklungen des globalen Wandels diskutieren sollten. Auf diese Weise wurde durch die Stakeholderanalyse der IMA-Prozess zur Ableitung und Bewertung von Alternativstrategien der Bewirtschaftung der Spree eingeleitet.

1.2.2 Expertenfachgespräch: Identifizierung von alternativen Handlungsstrategien

Am 18. Juni 2002 fand in Cottbus ein Expertenfachgespräch mit den Mitgliedern der länderübergreifenden Arbeitsgruppe Flussgebietsbewirtschaftung statt. Im Mittelpunkt dieses Gesprächs standen zwei Aspekte. Zum einen wurden die Ergebnisse zur Analyse des globalen Wandels vorgestellt. Ökonomen und Klimatologen legten die möglichen Zukunftspfade für die Einzugsgebiete der Spree und der Schwarzen Elster dar, indem sie die Verläufe der *driving forces* zu den Entwicklungsrahmen bis 2050 erläuterten. Besonders wichtige *driving forces* waren in diesem Zusammenhang das Auslaufen des Bergbaus bis 2040 sowie eine Klimaerwärmung in der Region um ca. 1,4 K bis 2055. Wasserwirtschaftler legten die Ergebnisse des entsprechend angepassten ArcGRM dar, wobei deutlich wurde, dass im Fall der Klimaänderung in der Zukunft erheblich Wasserengpässe auftreten können wenn die Basisstrategie langfristig verfolgt wird (vgl. Abschnitt 1.1.2 und BTU ET AL. 2002).
Die anschließende Diskussion fokussierte nach einer Fragerunde auf die Identifizierung von Lösungen. In diesem Kontext wurden vier Strategien genannt, die möglicherweise die aufgezeigte Wasserverfügbarkeitsproblematik mindern könnten.
Die ersten beiden Strategien bezogen sich auf das Handlungsfeld „Änderung der Prioritäten für die Wasserbereitstellung“:

1. flussgebietsweit: höhere Priorität dem Mindestbedarf für die Tagebauseeflutung bei Sicherung der ökologischen Mindestdurchflüsse und erweiterter Nutzbarkeit der Neiße-Überleitung (kurz: Handlungsstrategie *„prioritäre Flutung“*),
2. teilraumspezifisch: bis Flutungsende keine Stützung von kleinen Fließgewässern mit Flutungswasser, vollständige Nutzung dieses Wassers zur Tagebauseeflutung, Beispiel: Raum Seese/Schlabendorf (kurz: Handlungsstrategie *„reduzierte Fließe“*).

Die beiden weiteren Strategien zielten auf das Handlungsfeld „Zusatzwasserbereitstellung aus Fremdgebieten“:

3. Oderwasserüberleitung über den Oder-Spree-Kanal (kurz: Handlungsstrategie *„Oderwasser Berlin“*),
4. Oderwasserüberleitung in die Malxe (kurz Handlungsstrategie *„Oderwasser Brandenburg“*).

Die erste Gruppe der Handlungsstrategien aus dem Handlungsfeld „Änderung der Prioritäten für die Wasserbereitstellung“ hat zum Ziel, die vorhandenen Wasserressourcen mit anderen Prioritäten zu verteilen. Für den hohen Gesamtbedarf zur Flutung der Tagebauseen kann dabei eine flussgebietsweite Umverteilung sinnvoll sein (Strategie prioritäre Flutung). Spezifika der Wasserverfügbarkeitskonflikte in Teilräumen greift die Strategie reduzierte Fließe auf. Exemplarisch soll im Raum Seese/ Schlabendorf, südlich des Spreewaldes, die Flutung beschleunigt werden, indem kleine Fließgewässer vorübergehend oder bis zur (früheren) Wiederherstellung einer natürlichen Vorflut nicht mehr gestützt werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass durch die beschleunigte Flutung weitere wasserbezogene landschaftliche, ökologische und nutzungsrelevante Ziele der Fließ- und Standgewässer in diesem Raum erreicht werden (Strategie reduzierte Fließe).

Die zweite Gruppe der Handlungsalternativen aus dem Handlungsfeld „Zusatzwasserbereitstellung aus Fremdgebieten“ strebt die Vergrößerung der Wasserressourcen im Flussgebiet der Spree an. Diesbezüglich könnte Wasser aus der Oder entnommen werden, die an den potentiellen Entnahmestellen eine ausreichende Leistungsfähigkeit aufweist. Damit könnten aufwändige Untersuchungen in dieser Richtung vermieden werden. Ebenso wird von der prinzipiellen Beherrschbarkeit der Wasserbeschaffenheitsprobleme in Berlin ausgegangen, die mit der Oderwasserüberleitung verbunden sein könnten.

Bei der Diskussion der weiteren Schritte der Umsetzung der IMA-Methodik betonten die Akteure die Bedeutung der Analyse der ökonomischen Wirkungen der Strategien. Die Analyse wirtschaftlicher Effekte, wie sie auch nach der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert sind, wurde ausdrücklich begrüßt.

Ein ausführlicher Bericht zum Stakeholderfachgespräch findet sich in BTU ET AL. (2002).

1.3 Resultierende Entwicklungsszenarien

Gemäß der obigen Ausführungen (Abschnitt 1 sowie Abb. 1-1) ergeben sich aus den vier Entwicklungsrahmen (Abschnitt 1.1.1) und den fünf Strategien (Basisstrategie plus vier Strategien aus 1.2.2) durch Kombination 20 Entwicklungsszenarien, die in Tabelle 1-1 aufgeführt sind. Diese Entwicklungsszenarien waren Gegenstand der weiteren Analyse mit dem IMA.

Tab. 1-1: Die resultierenden Entwicklungsszenarien für das Teilgebiet Obere Spree

Bezeichnung der Entwicklungsszenarien	Zu Grunde liegende Strategie	Zu Grunde liegender Entwicklungsrahmen
Basis_B2_stabil	Basis	B2_stabiles Klima: **(kurz: B2_stabil)** (sozioökonomische Entwicklung gemäß B2 mit stabilem Klima)
Flutung_B2_stabil	Prioritäre Flutung	
RedFl_B2_stabil	Reduzierte Fließe	
OderBln_B2_stabil	Oderwasser Berlin	
OderBB_B2_stabil	Oderwasser Brandenburg	
Basis_B2_Wandel	Basis	B2_Klimawandel: **(kurz: B2_wandel)** (sozioökonomische Entwicklung gemäß B2 mit Klimawandel)
Flutung_B2_Wandel	Prioritäre Flutung	
RedFl_B2_Wandel	Reduzierte Fließe	
OderBln_B2_Wandel	Oderwasser Berlin	
OderBB_B2_Wandel	Oderwasser Brandenburg	
Basis_A1_stabil	Basis	A1_stabiles Klima: **(kurz: A1_stabil)** (sozioökonomische Entwicklung gemäß A1 mit stabilem Klima)
Flutung_A1_stabil	Prioritäre Flutung	
RedFl_A1_stabil	Reduzierte Fließe	
OderBln_A1_stabil	Oderwasser Berlin	
OderBB_A1_stabil	Oderwasser Brandenburg	
Basis_A1_Wandel	Basis	A1_Klimawandel: **(kurz: A1_wandel)** (sozioökonomische Entwicklung gemäß A1 mit Klimawandel)
Flutung_A1_Wandel	Prioritäre Flutung	
RedFl_A1_Wandel	Reduzierte Fließe	
OderBln_A1_Wandel	Oderwasser Berlin	
OderBB_A1_Wandel	Oderwasser Brandenburg	

Kapitel 2
IMA Schritt 2: Identifikation von Indikatoren

Frank Messner, Michael Kaltofen, Matthias Karkuschke, Hagen Koch, Oliver Zwirner

Im Rahmen der Stakeholderanalyse wurden die Akteure auch mit der Frage konfrontiert, welche Aspekte des Wasserverfügbarkeitsproblems für sie wesentlich sind und mit welchen Indikatoren eine erfolgreiche Wasserbewirtschaftung gemessen werden könnte bzw. sollte. Diese Frage wurde im Rahmen der Interviews sowie beim Stakeholderfachgespräch thematisiert. Die letztlich gewählten Indikatoren greifen auf die entsprechenden Informationen zurück, wurden aber abschließend im Wesentlichen von Seiten der Wissenschaft operationalisiert. Nachfolgend sind die genannten Indikatoren aufgelistet und kurz erläutert.

1. *Wasserverfügbarkeit:* Dieser Indikator gibt den Durchfluss (in m^3/s) am interessierenden Gewässerprofil, die Größe des bewirtschaftbaren Speicherraumes von Talsperren (in Mill. m^3) und ähnliche Zustandsgrößen der Wasserverfügbarkeit an. Dabei wurden in Abhängigkeit von der Fragestellung entweder Monatswerte angegeben oder sie zu Mittelwerten für größere Zeiträume aggregiert (Jahr, 5-Jahres-Abschnitt, Flutungszeitraum usw.). Durch die Verwendung von stochastischen Realisierungen des Wasserdargebotes kann der Indikator für verschiedene Wasserverfügbarkeitsniveaus angegeben werden. Für Wasserknappheit wurde eine Überschreitungswahrscheinlichkeit von 80 % festgelegt, die sich bei Monatswerten auf den Sommermonat Juli bezieht oder den gesamten Jahresgang umfasst. Daten für diesen Indikator können mit Hilfe von Wasserbewirtschaftungsmodellen wie dem ArcGRM modelliert werden.
2. *Sicherheit der Befriedigung der Wassernachfrage verschiedener Nutzer in vorgegebenen Zeiträumen*: Dieser Indikator gibt die Wahrscheinlichkeit in Prozent an, mit der ein bestimmter Nutzer oder eine Nutzergruppe in bestimmten Zeiträumen mit der vollständigen Befriedigung des Bedarfes rechnen kann.
3. *Einhaltung des ökologischen Mindestabflusses*: Neben der Sicherheit der Einhaltung dieser Durchflussforderung, die der Indikator 2 angibt, wurde die in Bezug auf den Mindestabfluss relative Bedarfsdeckung in Prozent ermittelt.
4. *Veränderung in den Gewinn- bzw. Nutzenpositionen von Wassernutzern in Geldeinheiten*: Dieser Indikator misst die Veränderung des Nutzens bei Wassernutzern, die mit veränderten Wasserverfügbarkeiten konfrontiert sind, in monetären Einheiten. Das können veränderte Gewinne bei gewerblichen Unternehmen sein aber auch veränderte öffentliche Kosten bei der Sanierung von Tagebauseen.
5. *Anzahl der Personen, die vom Freizeitangebot an Tagebauseen als Anwohner profitieren*: Dieser Indikator gibt an, wie viele Personen in direkter Nachbarschaft von einem Stausee wohnen und daher hinsichtlich der Erholungsfunktion direkt von ihm profitieren.
6. *Zeitpunkt des Flutungsendes der Tagebauseen (inkl. Abschluss der initialen Seekonditionierung)*: Dieser Indikator gibt für einzelne Tagebauseen an, wann die Flutung inklusive der initialen Seekonditionierung abgeschlossen ist und eine Nachnutzung beginnen kann.

7. *Eintrag von Säurepotential in die Tagebauseen*: Dieser Indikator bezieht sich auf die Wasserqualität in den Tagebauseen, die oft hauptsächlich hohe Säurebelastungen aufweisen.
8. *Veränderung der Beschäftigung in betroffenen Wirtschaftssektoren*: Dieser Indikator zeigt an, wie sich die Beschäftigung in vom Wassermangel betroffenen Wirtschaftssektoren auswirkt.

Diese Indikatorliste beinhaltet verschiedene Aspekte hinsichtlich der Folgen von Veränderungen in der Wasserverfügbarkeit, die von unterschiedlichen Stakeholdern geäußert wurden. Bei genauerer Betrachtung lässt sich feststellen, dass teilweise verschiedene Indikatoren den gleichen Sachverhalt betreffen. Die für die Multikriterielle Analyse geforderte Überschneidungsfreiheit der Kriterien ist auf Ebene der Indikatoren nicht gegeben. So liefert beispielsweise der Indikator *Wasserverfügbarkeit* grundlegende Informationen für die Ermittlung von weitergehenden spezifischen Informationen für alle anderen Indikatoren. Erst wenn das Ausmaß der Wasserverfügbarkeit bekannt ist, können Aussagen zu Wirkungen auf Wassernutzer oder die Ökologie gemacht werden. Weiterhin ist beispielsweise der Indikator *Beschäftigung* stark korreliert mit dem Indikator *Veränderung in den Gewinnpositionen von Wassernutzern*, sodass gegebenenfalls zu erwägen ist, nur einen dieser Indikatoren letztlich zur Bewertung heranzuziehen. Insofern charakterisieren diese Indikatoren Maßzahlen auf unterschiedlichen Analyseebenen, die in einer Gesamtwirkungsanalyse notwendig sind. Weiterhin ist zu konstatieren, dass Indikatordaten als Basis für eine Bewertung von Handlungsstrategien notwendig sind, aber für eine tatsächliche Bewertung nicht ausreichen. Indikatoren messen lediglich Werte zu bestimmten Zeitpunkten oder für bestimmte Zeiträume und an bestimmten Orten bzw. für bestimmte Sektoren, sie beinhalten jedoch noch keine Wertung, ob eine Entwicklung gut oder schlecht ist. Eine wesentliche Aufgabe der Wissenschaftler war es daher, in Abstimmung mit den Stakeholdern aus den vorgegebenen Indikatoren und für wichtig befundenen Bereichen der Wirkungen von Wassermangel einen konsistenten Satz von Bewertungskriterien zu erstellen. Für diesen Arbeitsschritt erwies es sich als notwendig, zuerst die konkreten relevanten Effekte der Szenarien und ihre Verteilung in Zeit und Raum zu kennen. Daher werden im anschließenden Abschnitt zuerst die Arbeiten zur Identifizierung und Abschätzung der Wirkungen veränderter Wasserverfügbarkeiten behandelt. Die Kriterienbildung ist in den IMA-Schritt 4, Bewertung, eingegliedert.

Kapitel 3
IMA Schritt 3: Wirkungsanalyse der Handlungsstrategien

Im Anschluss an die Identifizierung der Entwicklungsszenarien und der Indikatoren zur Messung der Szenarioeffekte folgten Wirkungsanalysen, um die vielfältigen Wirkungen der Szenarien anhand der Indikatoren abzuschätzen. Im Teilgebietsprojekt der Oberen Spree wurde diesbezüglich zweistufig verfahren. Zuerst wurden die wasserwirtschaftlichen Effekte der Szenarien mittels ArcGRM ermittelt. Aufbauend auf diesen Modellierungsergebnissen zu den Wasserverfügbarkeiten der einzelnen Wassernutzer in den verschiedenen Szenarien wurden dann die sozioökonomischen Wirkungen der sich ändernden Wasserverfügbarkeiten untersucht. Diese zwei Phasen der Wirkungsanalyse werden nachfolgend dargestellt.

3.1 Wasserwirtschaftliche Wirkungsanalyse mit dem Langfristbewirtschaftungsmodell ArcGRM

Michael Kaltofen, Hagen Koch, Michael Schramm

Bereits heute können sich in Trockenperioden äußerst kritische Abflussverhältnisse in den Flussgebieten der Spree und Schwarzen Elster einstellen, die von den Wassernutzern bewältigt werden müssen. Zu den Bedeutendsten zählen aus wasserwirtschaftlicher Sicht die Zuflussforderungen für Berlin sowie für den Spreewald und die Binnenfischerei (Abb. 3-1). Gegenwärtig und in den nächsten Jahren besteht allerdings ein bedeutender zusätzlicher Bedarf zur Flutung der Tagebauseen.

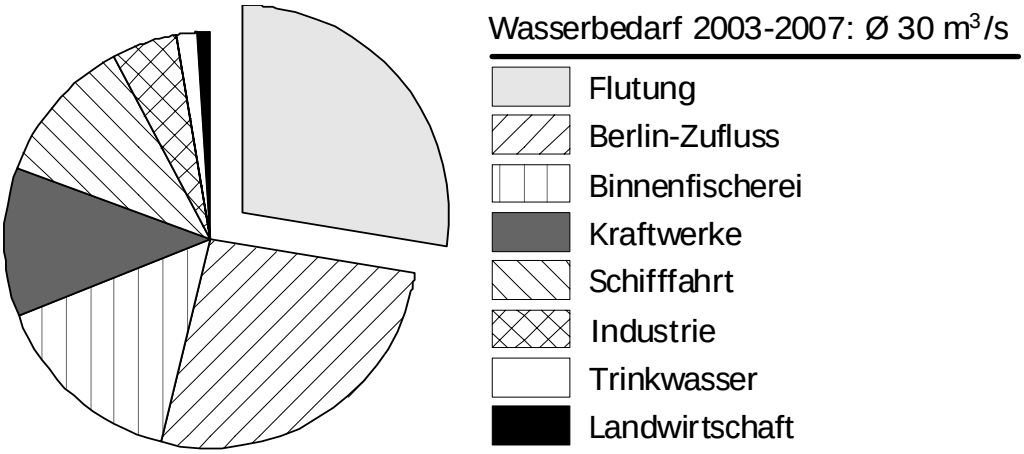

Abb. 3-1: Wasserbedarf im Spreegebiet (Planungsgrößen 2003-2007)

Jede dieser Bedarfsforderungen teilt sich auf eine Vielzahl von Wassernutzern auf: Das Bewirtschaftungsmodell ArcGRM erfasst etwa 400 Wassernutzungen an ca. 170 Bilanzprofilen. Aus ihnen mussten für eine flussgebietsweite wasserwirtschaftliche Wirkungsanalyse deshalb

diejenigen ausgesucht werden, aus denen sich vielfältige Aussagen für wesentliche Problemstellungen ableiten lassen

Für den Flutungsverlauf:

- Flutungswassermenge (gemittelt über den Flutungszeitraum des jeweiligen Tagebausees),
- Flutungsende des jeweiligen Tagebausees,
- Änderung des nicht volumenstromgebundenen Säureeintrages und der daraus abgeleitete Teil der Änderung des Konditionierungsmittelbedarfs.

Für die Zuflussforderungen des Spreewalds und Berlins:

- Durchfluss am Profil Fehrow/Spree (siehe Abb. 1), dem bedeutendsten Spreewaldzufluss mit einer Bedarfsgröße von 3,5 m^3/s bzw. 4,5 m^3/s (nach sicherem Abschluss der Flutung der gegenwärtig zu sanierenden Tagebaue: ab 2018),
- Durchfluss am Profil Große Tränke/Spree (Abb.1), dem Hauptzufluss nach Berlin mit einer Bedarfsgröße von 8,0 m^3/s,

Für die zur Binnenfischerei:

- Wasserdefizit (relativ zum Bedarf) der gesamten Binnenfischerei, die aus wasserwirtschaftlicher Sicht einer der bedeutendsten Wassernutzer im Gebiet ist.

Für die Wasserbewirtschaftung:

- mittlere Speicherabgaben im Kalenderjahr aus den Talsperren Bautzen und Quitzdorf für die Flutung,
- mittlere Überleitungsmenge im Kalenderjahr aus der Neiße.

Während die Auswirkungen der Klimaänderung und des Auslaufens des Bergbaus bereits in Abschnitt 1.1.2 beschrieben wurden, werden im Folgenden die Strategien zur Bewältigung der Wasserverfügbarkeitskonflikte aufgegriffen (vgl. Abschnitt 1.2.2). Im Zentrum der wasserwirtschaftlichen Analyse ihrer Auswirkungen stehen demnach die Veränderung der Prioritäten der Wasserbereitstellung (flussgebietsweit oder teilraumspezifisch) und die Zuführung von Fremdwasser aus der Oder, in den Berliner Raum über den Oder-Spree-Kanal bzw. den Brandenburger Raum über die Malxe.

3.1.1 Effekte geänderter Prioritäten der Wasserbereitstellung

Die Änderung der Prioritäten der Wasserbereitstellung wurde flussgebietsweit einheitlich in der Strategie prioritäre Flutung und unter Beachtung teilraumspezifischer Prioritäten in der Strategie reduzierte Fließe umgesetzt. Beide Wasserbewirtschaftungsstrategien sind auf der Grundlage der gegenwärtigen „Basisstrategie“ entwickelt worden.

Für eine schematische Darstellung der Strategie prioritäre Flutung (Abb. 3-2) wurden die einzelnen Wassernutzer zu Nutzergruppen zusammengefasst und gegenüber ihrer Rangzahl dargestellt. Für jede Nutzergruppe sind die zur Verfügung gestellten Arten der Wasserressourcen angegeben. Die ihnen farblich zugeordneten Balken geben den Zeitraum des Bedarfs bzw. der Verfügbarkeit der jeweiligen Ressource sowie ausgewählte Kapazitätsbeschränkungen wieder. Die Zeitachse umfasst den Planungshorizont von 2003 bis 2052. Über ihr sind die Ereignisse angeführt, auf die die Änderungen der Wasserbewirtschaftung zurückgehen.

Der Wasserbedarf der Braunkohle-Kraftwerke wurde über dem 1. Rang angeordnet, da deren Bedarf im Allgemeinen durch eingeleitetes Grubenwasser direkt abgedeckt ist. Ca. 2040 läuft die Verstromung der Braunkohle und damit ihr Wasserbedarf in diesem Szenario aus. Allen anderen Nutzern steht das natürliche Dargebot sowie das verbleibende, eingeleitete Grubenwasser zur Verfügung. Häufig reicht diese Wassermenge nicht aus. Den Nutzern zugeordnete Talsperren, Speicher und Überleitungen tragen (nach ihrer Inbetriebnahme) mit saisonal variablen Kapazitäten zur Deckung des Wasserbedarfs bei.

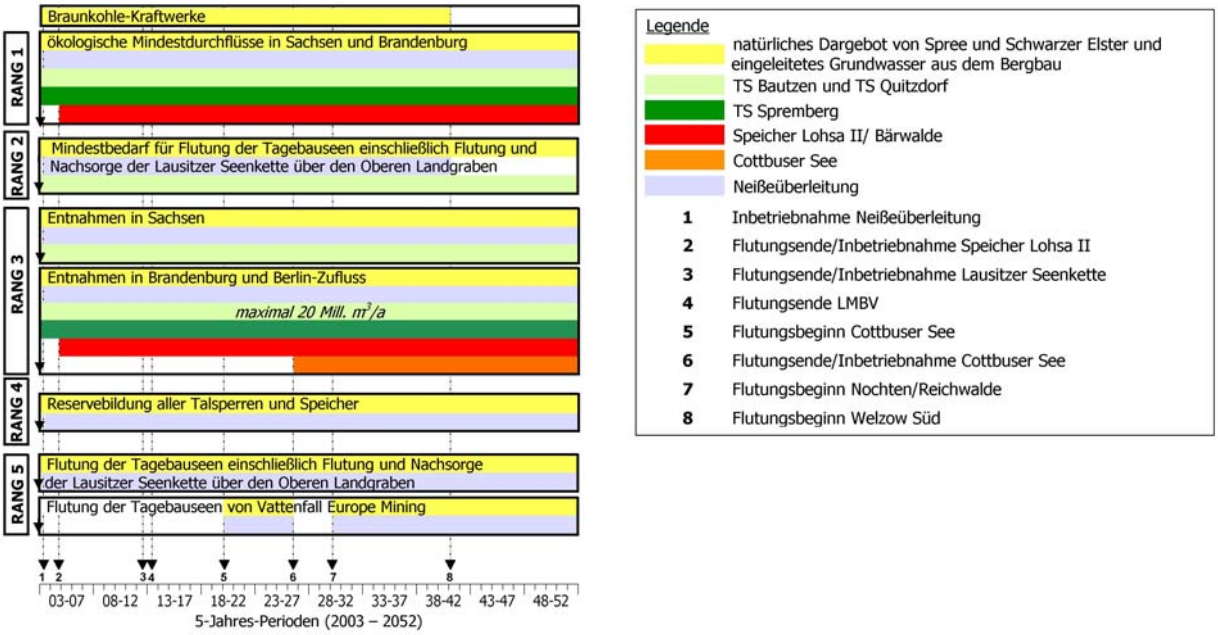

Abb. 3-2: Strategie prioritäre Flutung der Wasserbewirtschaftung

Die Anpassung der Wasserbewirtschaftung im Szenario prioritäre Flutung führt für die Flutung zu einer deutlich verbesserten Situation: Selbst wenn die trockenen Sommer überwiegen, kann ein deutlich größerer Teil des Wasserbedarfs der Flutung gesichert werden. Entsprechend verkürzen sich die Flutungsdauern der Tagebauseen überwiegend um 1 Jahr. Damit kann auch der Bedarf an Konditionierungsmittel reduziert werden: ca. 20.000 t Kalkhydrat werden für die erstmalige Seekonditionierung weniger benötigt, wobei nur ein Teil der Säureeinträge aus methodischen Gründen berücksichtigt werden konnte. Mehr als die Hälfte der Einsparung entfällt auf Tagebauseen im Gebiet der Schwarzen Elster, z. B. die Lausitzer Seenkette. Durch den Vorrang der ökologischen Mindestdurchflüsse (vgl. Abb. 3-2) können auch die Zuflüsse zum Spreewald und nach Berlin so verbessert werden, dass die Auswirkungen der Klimaänderung z. T. kompensiert werden. Allerdings hat diese Umverteilung der zu knappen Wasserressourcen zur Folge, dass die Talsperren und Speicher den Ausgleich nicht mehr leisten können und die bisherigen Wassernutzer z. T. erhebliche Verluste feststellen müssen: Die über 5 Jahre gemittelten Jahreswasserdefizite z. B. der Binnenfischerei liegen überwiegend bei ca. 50 %. Für entsprechende Grafiken, eine detaillierte Auswertung und weitere methodische Erläuterungen siehe KALTOFEN ET AL. (2004) und BTU ET AL. (2002).

In der Basisstrategie werden bestimmte Kleingewässer, die durch Grundwasserabsenkung von Versickerung betroffen sind, durch Wasser bezuschusst. Diese Stützung der Fließe geschieht durch Filterbrunnen oder Oberflächenwasser aus technischen Einrichtungen und Wassermengen, die gleichzeitig für die Flutung der Tagebauseen vorgesehen sind. Die Stützung der Fließgewässer des ausgewählten Gebietes ist deshalb mit der Flutung der eingebundenen Tagebauseen verknüpft (Abb. 3-3).

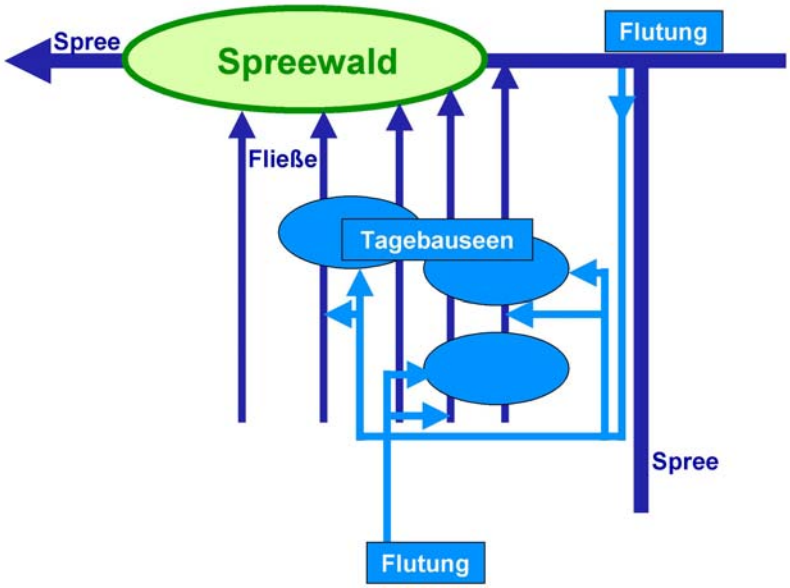

Abb. 3-3: Gewässerschema für den Teilraum Seese/ Schlabendorf

Grundidee der Strategie reduzierte Fließe ist es, die Stützung von einzelnen Fließen einzustellen, um die Flutung von nahe gelegenen Tagebauseen früher abschließen zu können. Damit würde auch die Grundwasserabsenkung früher beseitigt, die über Infiltrationsverluste der Fließe die Stützung überhaupt erst notwendig macht.

In Tab. 3-1 sind die maximalen Wassermengen zur Flutung bzw. zur Ableitung in die Fließgewässer der Basisstrategie und die der Strategie reduzierte Fließe angegeben.

Tab. 3-1: Maximale Wassermengen zur Flutung bzw. zur Ableitung in die Fließgewässer

Tagebausee	max. Flutungsmenge [m^3/s]		max. Vorflutableitung [m^3/s]	
	Basisstrategie	Reduzierte Fließe	Basisstrategie	Reduzierte Fließe
Gräbendorf	0,8	1,0	0,2	0,0
Greifenhain	0,5	0,9	0,5	0,1
Seese/ Schlabendorf	0,85	1,0	0,15	0,0

Durch die höheren Flutungsmengen kann die Flutung selbst bei überwiegender Wasserknappheit früher abgeschlossen werden und somit die Klimaauswirkung kompensiert werden (Abb. 3-4).

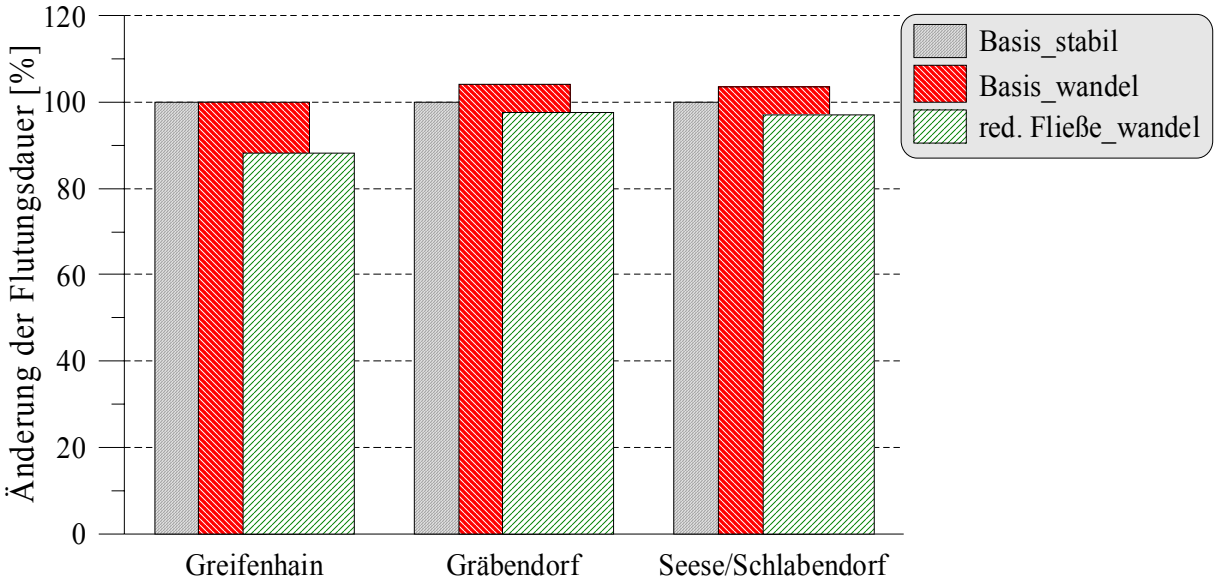

Abb. 3-4: Relative Änderung der Flutungsdauer durch die Strategie reduzierte Fließe für ausgewählte Tagebauseen

Am bedeutendsten ist die Beschleunigung der Flutung für den Tagebausee Greifenhain. Auch für die anderen Tagebauseen sind erhebliche Effekte zu verzeichnen, insbesondere die Stabilität der Flutung verbessert sich. Abb. 3-5 zeigt den innerjährlichen Gang der Flutungsmenge für den Tagebau Gräbendorf, wenn über den Flutungszeitraum überwiegend trockene Verhältnisse herrschen.

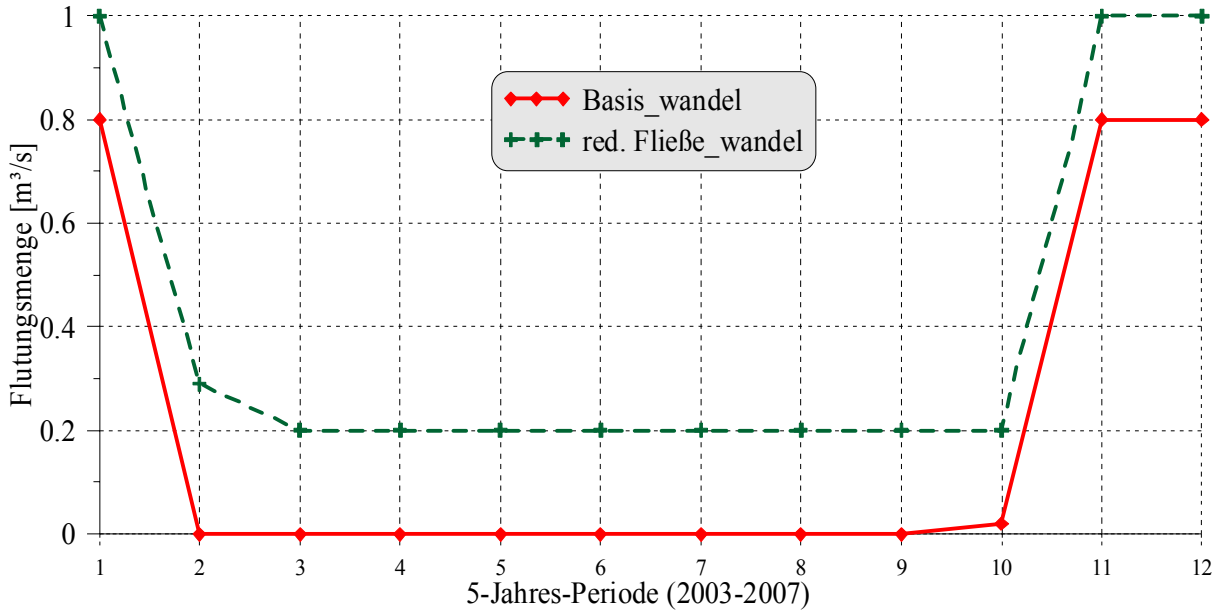

Abb. 3-5: Monatliche Flutungsmenge in trockenen Sommern für den Tagebausee Gräbendorf im Flutungszeitraum

Durch die Strategie reduzierte Fließe kann auch in trockenen Sommern die Flutung des Tagebausees Gräbendorf aufrechterhalten werden. Bei kürzerer Flutungsdauer ist auch ein reduzierter Säureeintrag zu erwarten. Die Reduktion des Teilbedarfs an Neutralisationsmittel beträgt ca. 2.000 t Kalkhydrat.
Die höheren Flutungsmengen werden durch die Reduktion der Abflüsse in den Fließen erreicht. Sie tritt am stärksten für die Dobra und das Greifenhainer Fließ oberhalb des Priorgrabens ein. Abb. 3-6 zeigt den innerjährlichen Gang der Durchflüsse an diesen Fließen für Bedingungen, wenn Wasserknappheit innerhalb des Flutungszeitraumes bzw. einer 5-Jahres-Periode überwiegt.

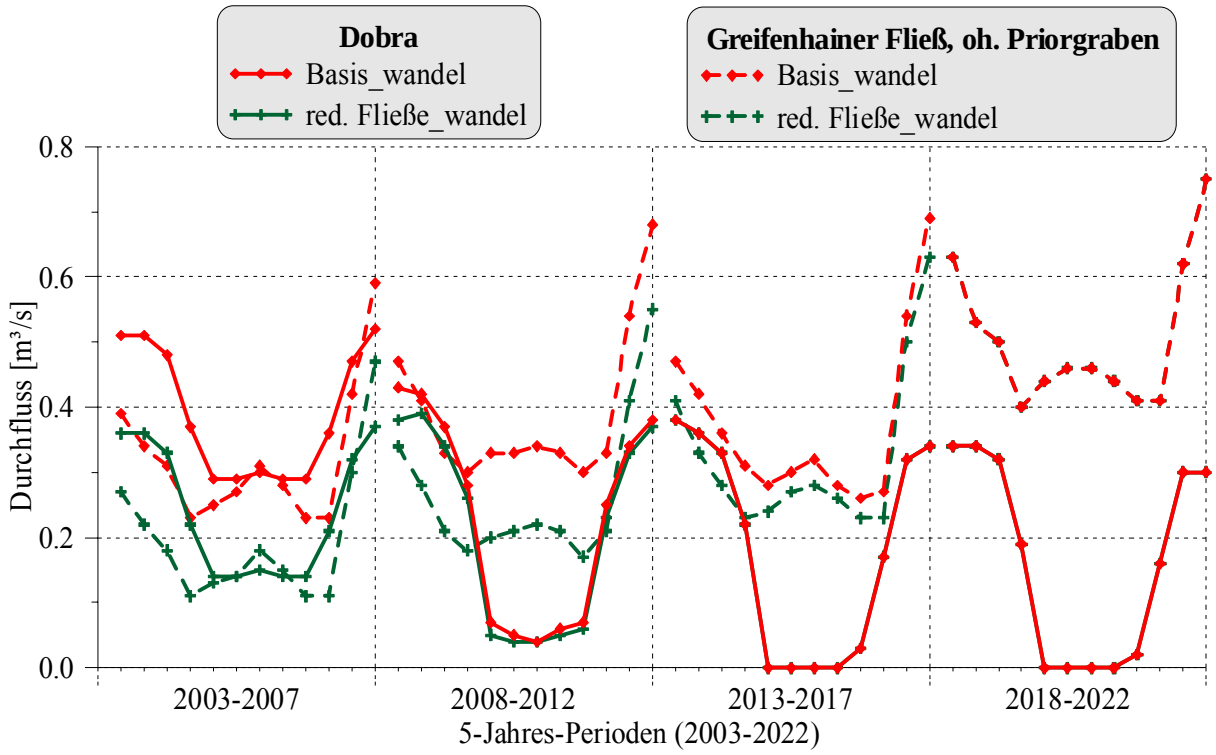

Abb. 3-6: Durchfluss in Dobra und Greifenhainer Fließ oberhalb des Priorgrabens

Demnach führt die Strategie reduzierte Fließe zu einer Reduktion der Durchflüsse um bis zu ca. 50 %. Im Vetschauer Mühlenfließ und dem Greifenhainer Fließ unterhalb des Priorgrabens ist die Verringerung nicht so gravierend (Abb. 3-7).
Anhaltspunkte für eine ökologische Bewertung der Wasserführung gibt der Vergleich mit den einzuleitenden Wassermengen. Beispielsweise wird die Dobra mit 0,15 m^3/s bezuschusst. Dieser Wert wird in trockenen Sommern nicht unterschritten. Für eine detaillierte Betrachtung der ökologischen Effekte der reduzierten Abflüsse ist die Einteilung der Gewässerabschnitte im ArcGRM GLOWA zu grob und kann auch mit den verwendeten Monatswerten nicht geleistet werden. Diese Vorgehensweise ist aber unabdingbar für die flussgebietsweite Betrachtung der Wasserverfügbarkeitskonflikte.

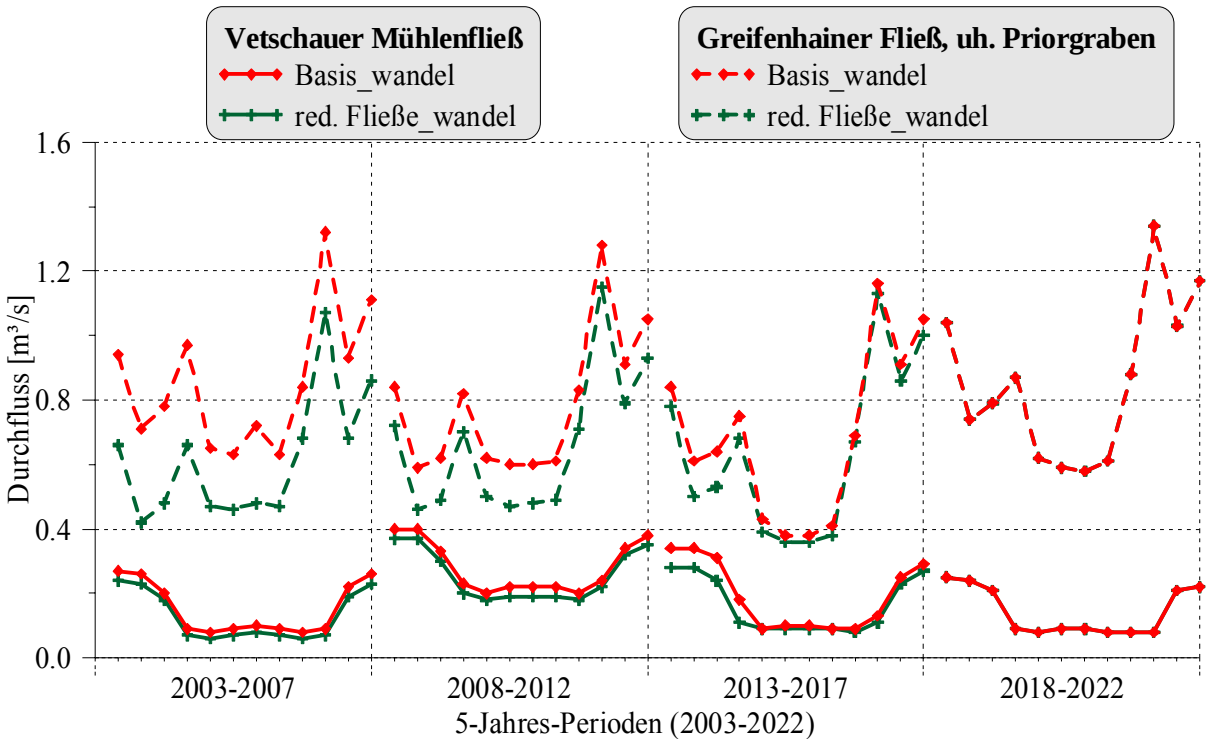

Abb. 3-7: Durchfluss in Vetschauer Mühlenfließ und Greifenhainer Fließ unterhalb des Priorgrabens

3.1.2 Effekte der Überleitung von zusätzlichem Wasser aus Fremdgebieten

Zwei Varianten wurden auf ihre wasserwirtschaftlichen Effekte untersucht, wobei in beiden Fällen Wasser aus der Oder entnommen werden soll.

- Oderwasser Berlin: Überleitung über den Oder-Spree-Kanal in die Spree oberhalb Berlins (Entnahme aus der Oder durch das Pumpwerk in Eisenhüttenstadt)
- Oderwasser Brandenburg: Überleitung über die Malxe in die Spree oberhalb des Spreewaldes

Die zusätzliche Überleitung von Wasser aus anderen Einzugsgebieten könnte die langfristig angespannte Wassersituation entschärfen. Zugleich sind erhebliche Risiken hinsichtlich der Genehmigungsfähigkeit abzusehen, deren Berücksichtigung erhebliche Kosten verursachen würde. Für die Strategie Oderwasser Berlin sind folgende Probleme zu erwarten:

- Die Überleitungsmenge über den Oder-Spree-Kanal ist begrenzt auf ca. 4,5 m^3/s, da im Kanal Verluste der in Eisenhüttenstadt eingeleiteten Wassermenge infolge von Versickerung, Verdunstung, Spaltwasser auftreten. Zugleich wirkt das mit erhöhten Überleitungsmengen verbundene stärkere Gefälle des Wasserspiegels begrenzend, da eine minimale Durchfahrtshöhe unter den Brücken gewährleistet sein muss.
- Die Wasserbeschaffenheit der Oder ist für eine unbehandelte Überleitung nicht akzeptabel.

Bauliche Maßnahmen an den beiden Schleusen des Oder-Spree-Kanals, den Pumpwerken in Eisenhüttenstadt, evtl. am Kanal, seinen Brücken sowie zum Bau und Betrieb einer Flussklär-anlage sind Optionen zur Lösung dieser Probleme.

Für die Strategie Oderwasser Brandenburg wäre eine hypothetische Trasse mit einer Länge von etwa 30 km erforderlich. Sie würde das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße mit seinen Grenzen zu Oder und Spree queren. Um das übergeleitete Wasser für die Flutung von Tagebauseen südlich des Spreewaldes und den gesamten Spreewald verfügbar zu machen, wäre eine Überleitung der Malxe in den Südumfluter notwendig, z. B. entlang der Verbindungstrasse Fehrow-Striesow.

Diese Schwierigkeiten scheinen gegenwärtig größer, als die zu erwartenden Effekte (vgl. Abschnitt 4.4). Allerdings sind durch die Strategie Oderwasser Berlin signifikante Erhöhungen der übergeleiteten Wassermenge erst ab 2013 erforderlich. Das Szenario sieht entsprechend eine stufenweise Anhebung der maximalen Oderwasserüberleitung vor:

- ab 2013 3,0 m^3/s;
- ab 2033 6,0 m^3/s.

Abb. 3-8 zeigt die Effekte für den Berlin-Zufluss am Pegel Große Tränke/Spree: Die Auswirkungen des Klimawandels und der ausbleibenden Grubenwassereinleitung nach dem Auslaufen des Bergbaus 2040 können erheblich reduziert werden.

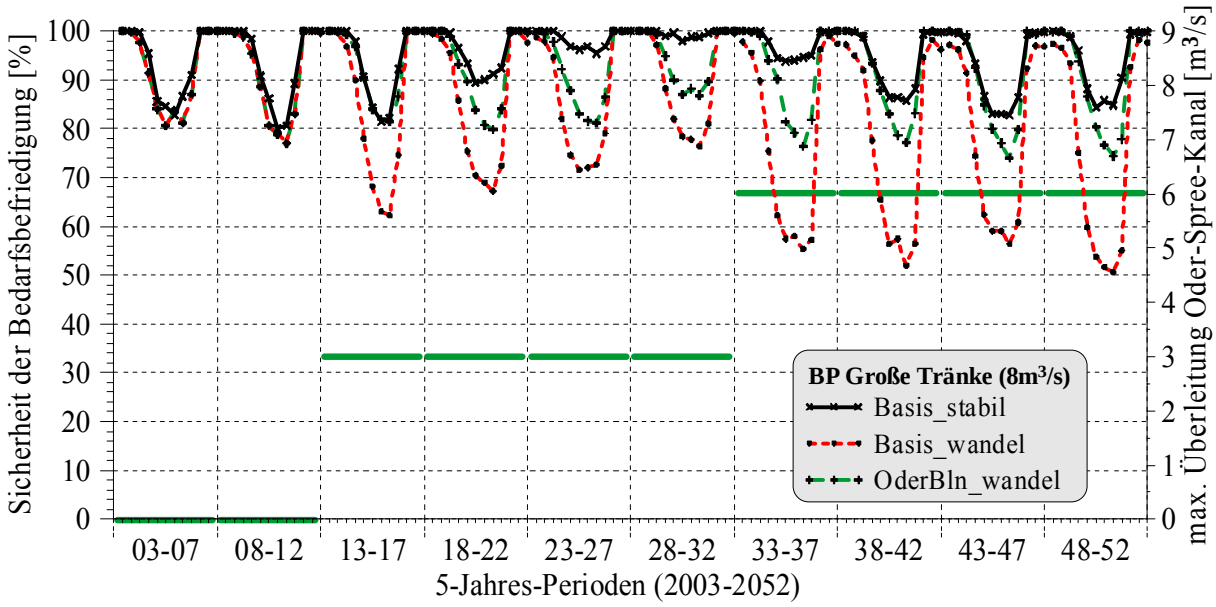

Abb. 3-8: Entwicklung des Berlin-Zuflusses für die Basisstrategie und die Strategie „Oderwasser Berlin“

Auf die oberhalb gelegenen Wassernutzer im Spreegebiet hat die Stützung durch die Oderwasserüberleitung keinen Einfluss, da sie nur dann herangezogen wird, wenn aus den Talsperren nicht genügend Wasser zur Verfügung steht.

Das Hauptziel der Strategie „Oderwasser Brandenburg“ besteht in der Zuführung von Flutungswasser, im Ausgleich der Verluste im Spreewald, die sich durch den Klimawandel verstärken, und den damit verbundenen Verbesserungen für die Wassernutzer in Brandenburg und den Berlin-Zufluss. Maximal 2,0 m^3/s werden durch ein Pumpwerk aus der Oder in die Malxe übergeleitet. Von der maximalen Überleitungsmenge sind 1.55 m^3/s für die Flutung der

Tagebauseen Gräbendorf und von Seese/Schlabendorf vorgesehen, die sich aus den gegenwärtigen Kapazitäten der Pumpwerke ergibt. Die verbleibende Wassermenge ist für die Unterlieger und damit auch für die Verringerung der für sie geplanten Speicherabgaben sowie für deren Reservebildung nutzbar. Nach Abschluss der Flutung aller genannten Tagebauseen sind für diese Zwecke maximal 2,0 m^3/s verfügbar.
In trockenen Sommern werden diese maximalen Mengen auch vollständig benötigt, wie Abb. 3-9 für die einzelnen Monate eines Jahres zeigt, wenn in den 5-Jahres-Perioden Wasserknappheit überwiegt.

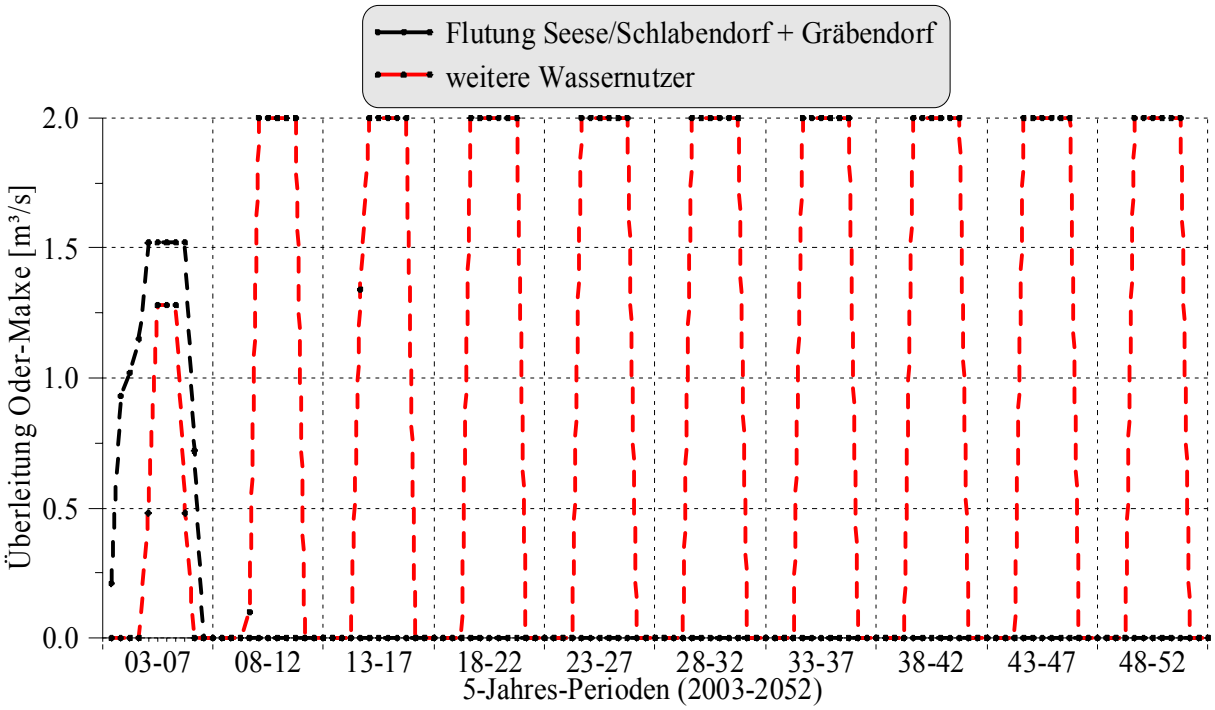

Abb. 3-9: Übergeleitete Wassermenge aus der Oder in die Malxe

Die Oder-Malxe-Überleitung gleicht die Auswirkungen des Klimawandels und des Auslaufens des Bergbaus z. T. aus, so dass erst nach 2032 die Zielstellungen z. B. für den Mindestzufluss nach Berlin in trockenen Sommern nicht mehr eingehalten werden können (Abb. 3-10). Danach wird die übergeleitete Wassermenge zum größten Teil bereits im Spreewald zum Ausgleich der Verdunstungsverluste aufgebraucht.

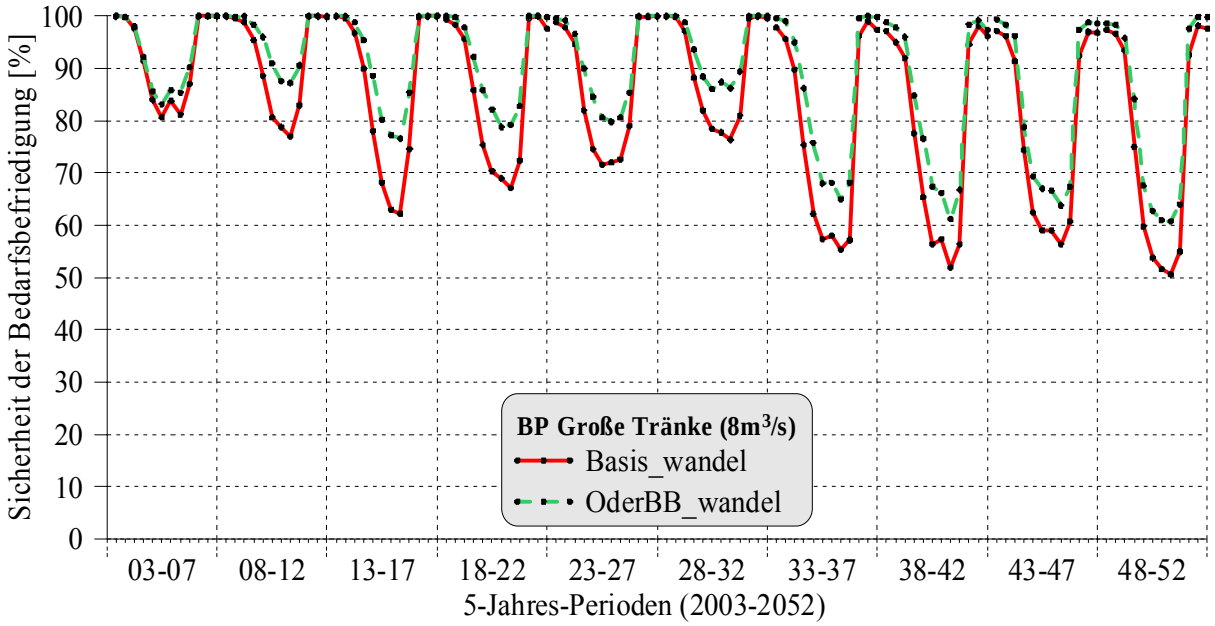

Abb. 3-10: Die Verbesserung des Zuflusses nach Berlin am Pegel Große Tränke/Spree durch die Oderwasserüberleitung über die Malxe

Die Nutzung des übergeleiteten Wassers für die Stützung der Zuflüsse zum Spreewald und nach Berlin entlastet die Speicher Spremberg, Bautzen und Quitzdorf und das Speichersystem Lohsa II, die ebenfalls Wasser für die Nutzer in Brandenburg und Berlin bereitstellen. Exemplarisch ist in Abb. 3-11 gezeigt, wie sich monatsweise die relative Füllung des bewirtschaftbaren Speicherraumes von Lohsa II bis 2032 im Vergleich zur Belastung infolge der Klimawirkungen verbessert, wenn auch auf einem extrem niedrigen Niveau. Diese Ergebnisse sind für Verhältnisse ermittelt worden, für die in den 5-Jahres-Perioden Trockenheit moderat überwiegt.

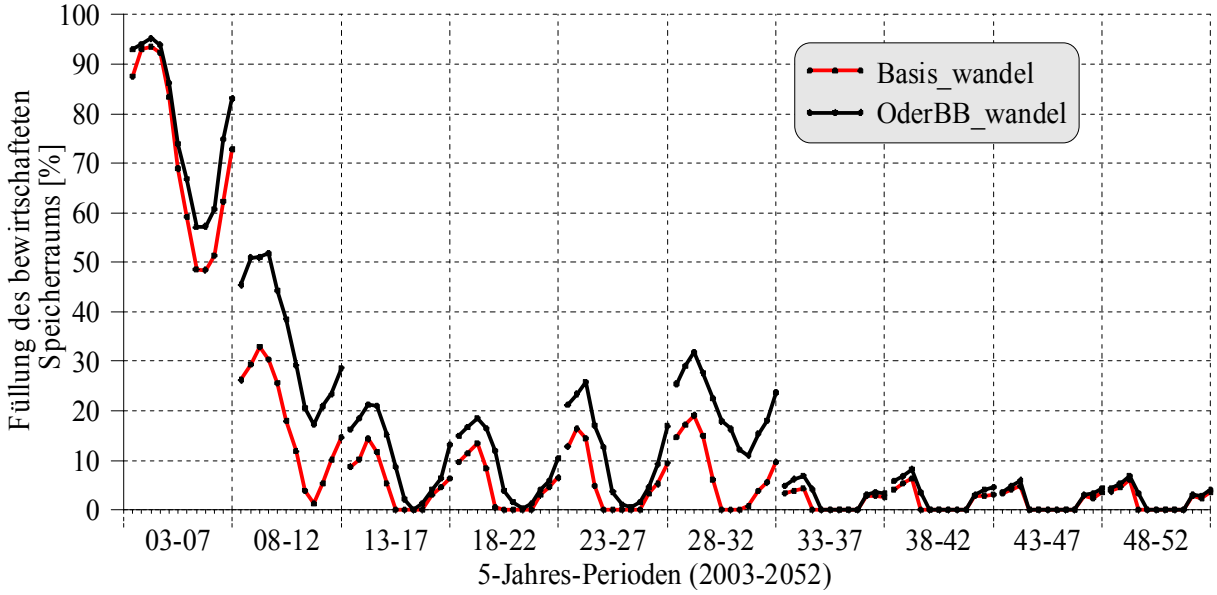

Abb. 3-11: Füllung des bewirtschaftbaren Speicherraumes des Speichersystems Lohsa II

Die Effekte für die Flutung treten für die Tagebauseen südlich des Spreewaldes auf, unterhalb der Überleitungsstelle aus der Malxe in den Südumfluter der Spree: Deren Flutungsdauer verkürzt sich deutlich. Dies ist in Abb. 3-12 für die Tagebauseen von Seese/ Schlabendorf und Gräbendorf gezeigt.
Dagegen können die oberhalb gelegenen Nutzer bei moderaten trockenen Bedingungen nicht von der Oder-Malxe-Überleitung profitieren, da die Talsperren nicht entlastet werden. Das zeigt die unveränderte Flutungsdauer der Lausitzer Seenkette, die z. T. aus Wasser der Talsperren Bautzen und Quitzdorf geflutet werden wird.

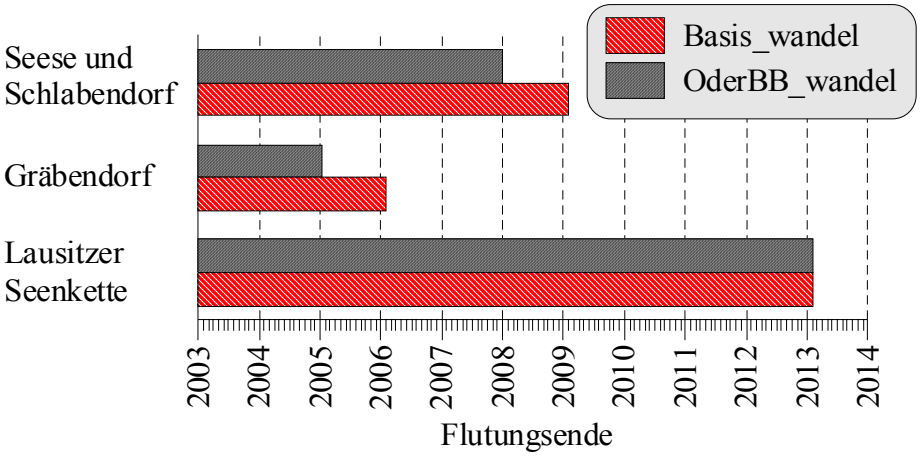

Abb. 3-12: Auswirkungen der Strategie Oderwasser Brandenburg auf den Flutungsverlauf

3.2 Sozioökonomische Wirkungsanalyse

Frank Messner, Oliver Zwirner und Matthias Karkuschke

Im Kontext der sozioökonomischen Wirkungsanalyse wurde qualitativ untersucht, wie die verschiedenen Wassernutzer von veränderten Wasserverfügbarkeiten betroffen sein können und welche generellen Wirkungen zu erwarten sind. Dabei wurden die Wirkungen anfangs rein qualitativ und physisch betrachtet, indem die Betroffenheit und die technologische Wasserabhängigkeit ermittelt wurden. Die monetären und nicht-monetären Bewertungen werden in Abschnitt 4 dargelegt. Dabei geht es dann insbesondere um die Ermittlung der Schwelle der Wasserunterversorgung, bei der negative Folgen zu erwarten sind, und um konkrete ökonomische Daten für die Bewertungsfunktionen.

3.2.1 Qualitative Wirkungen einer veränderten Oberflächenwasserverfügbarkeit nach Wassernutzern im Untersuchungsgebiet

a) Binnenfischerei

In der Binnenfischerei Sachsens und Brandenburgs wird Oberflächenwasser verwendet, um die Karpfenteiche im Frühjahr zu füllen und um Verdunstungsverluste im Sommer auszugleichen. Üblicherweise findet dieser Füllvorgang für etwa die Hälfte der Teiche jedes Jahr im Februar oder März statt. In den restlichen Teichen verbleibt das Wasser über den Winter. In diesen befinden sich bis zu zweijährige Karpfen, die in der Reifezeit sind. Die optimale Teichtiefe liegt bei etwa 1,30 Meter. Mit dieser Tiefe wird eine gute Sauerstoffversorgung der Karpfen gewährleistet, ohne eine zu schnelle Teichwassererwärmung befürchten zu müssen, die das Fischwachstum beeinträchtigen würde. Die Wassermenge in den Karpfenteichen wird über das Jahr von verschiedenen Einflussfaktoren bestimmt: zur Füllung wird Oberflächenwasser entnommen, es verdunstet Wasser, es regnet Wasser hinzu und je nach Standort versickert Wasser. Von diesen Einflussfaktoren der Wasserverfügbarkeit ist für den Teichwirt nur die Oberflächenwasserentnahme beeinflussbar und er ist daher zur Steuerung der Teichtiefe sehr stark auf sie angewiesen. Ein Ausweichen auf andere Wasserarten (z. B. Ankauf von Trinkwasser) ist für den Teichwirt aus wirtschaftlichen Gründen nicht tragbar.

Negative wirtschaftliche Effekte treten für einen Teichwirt dann ein, wenn sich der Teich im Sommer zu stark erwärmt, wegen Wassermangel keine Frischwasserzufuhr möglich ist und so die Lebensbedingungen für die Karpfen kritisch werden. Als Handlungsmöglichkeit steht dem Teichwirt die sog. Notabfischung zur Verfügung. Die komplexe Entscheidung, wann Teichwirte eine Notabfischung vornehmen, war mit Bezug auf die Wasserverfügbarkeit zu vereinfachen. Sie wird in der Praxis oft durchgeführt, wenn der Wasserstand in einem der Teiche für länger als zwei Monate unter die kritische Grenze von 1 m fällt. Der betroffene Teich wird abgefischt, dabei wird das Wasser abgelassen und in andere Teiche überführt. Die Karpfen werden in Teiche mit noch bzw. wieder ausreichend Wasser umgesetzt. Als Konsequenz fällt das Karpfenwachstum geringer aus als im Normalfall. Dann werden die Fische entweder trotz Untergewicht im dritten Jahr abgefischt oder für ein zusätzliches Jahr im Teich belassen (vgl. LANGNER 2002). Daher ist eine Notabfischung für einen Teichwirt immer mit Gewinneinbu-

ßen verbunden, die bei etwa 30% liegen. Würde die Wirtschaftlichkeit der Binnenfischerei in der Untersuchungsregion aufgrund von zunehmender Trockenheit oder sozioökonomischer Änderungen zurückgehen, wäre die Schrumpfung eines alten und traditionellen regionalen Wirtschaftszweiges die Folge. Unzweifelhaft würde die wirtschaftliche Strukturschwäche der Region dadurch verstärkt werden. Zudem würden wertvolle Habitate für seltene Tier- und Pflanzenarten an den Teichen verloren gehen.

b) Öffentliche und privatwirtschaftliche Wasserbereitstellung

Die Wasserbereitstellung ist eine Dienstleistung, die Wasser aus anderen Gebieten bereitstellt oder Wasser innerhalb eines Gebietes umverteilt, um einen möglichst hohen gesellschaftlichen Nutzen des Wassers (z.B. in Form von privatwirtschaftlichen Gewinnen und Konsumnutzen) zu ermöglichen. Sie verursacht daher ausschließlich Kosten, um einen Nutzen bei den Wasserverwendern zu generieren. Für diese Dienstleistung konnten im Teilprojekt Obere Spree zwei Kategorien unterschieden werden: (1) die öffentliche Wasserbereitstellung seitens der LMBV und der öffentlichen Wasserwirtschaft, die Pumptätigkeiten in Bezug auf Oberflächenwasser zur Füllung der heute zur Sanierung anstehenden Tagebauseen bzw. zur Stützung anliegender Fließe beinhalten sowie die allgemein wasserwirtschaftliche Wasserbereitstellung in Form von Wasserüberleitungen, z. B. aus anderen Flussgebieten. (2) Die privatwirtschaftliche Wasserbereitstellung, die von Vattenfall Europe Mining (früher LAUBAG) im Rahmen der Tagebaubewirtschaftung in der Zukunft übernommen wird, um die heute aktiven Tagebaue zu fluten und zu sanieren.
Diese beiden Kategorien der Wasserbereitstellung unterscheiden sich nicht hinsichtlich ihrer Sensibilität in Bezug auf veränderte Oberflächenwasserverfügbarkeiten. So gilt für die Wasserbereitstellung allgemein, dass es sich um Tätigkeiten handelt, die eine große Menge Oberflächenwasser benötigen, die in diesem Ausmaß nicht aus anderen Quellen wirtschaftlich beschafft werden kann. Hinsichtlich der Flutung von Tagebauseen – sei es aus privatwirtschaftlicher oder öffentlicher Perspektive – bedeutet eine geringere Oberflächenwasserverfügbarkeit, dass weniger Wasser für die Flutung bereitsteht und der Abschluss der Flutungsarbeiten damit verzögert wird. Ebenso gilt für die Tätigkeit der wasserwirtschaftlichen Überleitung aus fremden Flussgebieten, dass diese direkt von der Oberflächenwasserverfügbarkeit in der Region abhängig ist. Da bei Überleitungen von Oberflächenwasser aus Fremdgebieten Obergrenzen gesetzt sind und Mindestabflüsse in den anderen Flüssen einzuhalten sind, ist in Trockenperioden als Konsequenz weniger Wasser für die Überleitung verfügbar, so dass die Aktivitäten verringert werden müssen. Alternativbeschaffungen gibt es für solche Fälle nicht – die Wasserüberleitung an sich ist ja selber schon eine Alternativwasserbeschaffung für andere Wassernutzer. Grundsätzlich gilt für die Dienstleistungen der Wasserbereitstellung, dass die (Pump- und Überleitungs-)Kosten umso höher sind, je mehr Wasser für die Bereitstellung zur Verfügung steht. Gleichzeitig ist zu betonen, dass diese Kosten immer im Zusammenhang mit den bei den Wasserverwendern generierten Nutzen zu sehen sind.

c) Konditionierung des Wassers der Tagebauseen und Tagebauseespeicher

Eine Konditionierung des Wassers der Tagebauseen ist unter zwei Aspekten von Bedeutung. (1) Sofern die Wasserqualität in den einzelnen Tagebauseen am Ende der Flutung nicht ausreichend für die geplante Nachnutzung ist bzw. behördlichen Richtlinien entspricht, werden Konditionierungsmaßnahmen eingeleitet, um die gewünschte Qualität nachträglich zu erreichen. Dies ist eine wesentliche Voraussetzung dafür, dass die Nachnutzung überhaupt beginnen kann. (2) An denjenigen Stellen, an denen Wasser aus den Tagebauseen bzw. Tagebauseespeichern in die Vorflut abgegeben wird, ist außerdem zu gewährleisten, dass die Qualitätsvorgaben laut Landswassergesetzen, Wasserhaushaltsgesetz und EU-Wasserrahmenrichtlinie eingehalten werden. Falls die Qualität der Tagebauseen bzw. Tagebauseespeicher, aus denen Wasser in die Vorflut eingeleitet wird, unzureichend ist, ist eine vorherige Konditionierung des Ablaufwassers obligatorisch.
Im Falle einer veränderten Wasserverfügbarkeit für die Flutung werden die Konditionierungsaktivitäten indirekt beeinflusst. Durch verringerte Verfügbarkeit von Oberflächenwasser zur Flutung der Seen kann mehr qualitativ minderwertiges Grundwasser in die Seen gelangen und die Qualität beeinträchtigen, so dass am Ende eines verlängerten Flutungszeitraumes die Wasserqualität schlechter ist und eine intensivere Konditionierung vorgenommen werden muss. Bei schnellerer Flutung, z. B. aufgrund einer geänderten Bewirtschaftung, können sich positive Effekte einstellen. Dies gilt sowohl für die Konditionierung der Seen für die Nachnutzung als auch für die Konditionierung des Ablaufwassers zur Einleitung in die Vorflut. Alternativen zur Wasserbeschaffung sind auch in diesem Fall nicht vorhanden, da die Nutzung anderer Wasserquellen nicht wirtschaftlich wäre.

d) Industrie

Die wasserwirtschaftliche Wirkungsanalyse zeigt, dass auch die Industriebetriebe in den verschiedenen Szenarien von Wasserknappheit betroffen sind. Diese Effekte wurden für Modellobjekte des ArcGRM GLOWA ermittelt, wobei mehrere und teilweise alle Industriebetriebe eines Standortes zu einem Modellobjekt zusammen gefasst sind. Dieses aus wasserwirtschaftlicher Sicht sinnvolle Vorgehen erwies sich als Hemmnis für die sozioökonomische Analyse. Es wurde dadurch eine detaillierte Untersuchung der verschiedenen individuellen industriellen Wassernutzungen auf Basis der ArcGRM Modellobjekte unmöglich gemacht. Vielmehr wurde umgekehrt deutlich, dass eine ökonomische Detailanalyse der industriellen Wassernutzungen dem Aufbau der ArcGRM-Modellobjekte vorgeschaltet sein muss.

Der Industriesektor weist im Gegensatz zu den anderen Sektoren eine hohe Heterogenität auf, die mit einer Vielzahl von technischen und wirtschaftlichen Wasserabhängigkeiten verbunden ist. Einerseits sind die Fälle von Kühl- und Brauchwassernutzungen in verschiedenen Branchen zu unterscheiden. Andererseits muss erhoben werden, welche Reaktionsmöglichkeiten auf Wasserknappheit bestehen – sei es die kurz- oder langfristige Änderung des Produktionsprogramms, der Produktionstechnologie, die Erschließung alternativer Wasserquellen oder die Standortverlagerung. Weiterhin ist zu ermitteln, welche betrieblichen Nach- und Vorteile damit verbunden sind. Auf Grundlage einer solchen Detailanalyse müssten dann die Modellob-

jekte des ArcGRM angepasst werden, um Industriebetriebe differenziert im ArcGRM abzubilden.

Die Notwendigkeit einer derartigen Detailuntersuchung der Oberflächenwasserabhängigkeit der Industriebetriebe im Untersuchungsgebiet inklusive der Anpassung des ArcGRM ergab sich erst in einer fortgeschrittenen Bearbeitungsphase im Projekt. Aufgrund des Umfangs dieser Arbeiten bleibt diese Spezifizierung des ArcGRM der zweiten Phase von GLOWA Elbe vorbehalten.

f) Nachnutzungstourismus an Tagebauseen

Wesentliche wirtschaftliche Impulse aus der Sanierung der Tagebaue werden durch den sogenannten Nachnutzungstourismus an den entstehenden Tagebauseen erwartet. Es wird davon ausgegangen, dass die touristische Nutzung erst nach Erreichen des Endwasserstandes und einer angemessenen Wasserqualität beginnen wird. Die Oberflächenwasserabhängigkeit ergibt sich somit aus der Flutungsgeschwindigkeit, die den Zeitpunkt des Flutungsabschlusses bestimmt. Je früher die Flutung abgeschlossen ist, desto eher setzen die sozio-ökonomischen Vorteile im Sinne von Arbeitsplätzen und Gewinnerzielung ein, womit auch vorzeitig Alternativen zur Abwanderung von Arbeitskräften aus der Region gegeben sind. Zudem gewinnt die Region an Lebensqualität durch das Freizeitangebot an den Seen.

e) Wärmekraftwerke

Wärmekraftwerke verbrauchen große Mengen von Oberflächenwasser zur Deckung ihres Kühlwasserbedarfs. Da im Kühlprozess ein Teil des Wassers verdampft, wird nur ein Anteil des entnommenen Wassers in die Vorflut zurückgeführt, so dass der Begriff Verbrauch durchaus gerechtfertigt ist. Ein modernes Braunkohlekraftwerk mit neuesten Technologien und mehrfach geführten Kühlkreisläufen benötigt zur Verstromung von 1 Million Tonnen Braunkohle etwa 2 Millionen Kubikmeter Frischwasser, wobei in Abhängigkeit von der verwendeten Kühltechnologie weniger oder aber deutlich weniger als 50% des Frischwassers wieder in die Vorflut zurückgeleitet wird (Daten aus VÖGELE UND MARKEWITZ 2001).
Trotzdem sind die Braunkohlekraftwerke im Gebiet der Oberen Spree nicht abhängig von der allgemeinen Oberflächenwasserverfügbarkeit der Flüsse, da die Kraftwerke ihr Kühlwasser direkt aus dem Sümpfungswasser der Braunkohletagebaue beziehen. Da das Verhältnis von Grundwasserhebung zu Braunkohleproduktion etwa im Verhältnis 6:1 steht und der Kühlwasserbedarf bei der Verstromung lediglich ein 2:1-Verhältnis zur Menge der zu verstromenden Braunkohle aufweist, ist die Kühlwasserversorgung durch den gebietsnahen Braunkohleabbau stets mehr als gesichert. Die Energieproduktion in der Lausitz kann daher durch Trockenperioden in keiner Weise beeinträchtigt werden.

g) Wasserwerke

Die Trinkwasserversorgung in Deutschland beruht zu rund zwei Dritteln auf Grundwasserförderung und zu etwa einem Viertel auf der Nutzung von Oberflächenwasser. Der Rest ist Quellwasser (vgl.: *http://www.bundesverband-gas-und-wasser.de*). Im Untersuchungsgebiet beruht die Trinkwasserversorgung in Brandenburg fast ausschließlich auf Grundwasser. In

Sachsen spielt Oberflächenwasser z. B. aus Talsperren eine größere Rolle. Im Untersuchungsgebiet sind 8 Wasserwerke als Nutzer von Oberflächenwasser durch das ArcGRM berücksichtigt. Im Rahmen der Interviews mit Vertretern der Wasserversorgung wurde klargestellt, dass diese Wasserwerke keinen entscheidenden Beitrag zur öffentlichen Trinkwasserversorgung leisten. Die Entnahmemengen können jederzeit durch Grundwasser ausgeglichen werden. Diese Aussage ist insbesondere vor dem Hintergrund der abnehmenden Bevölkerung im Untersuchungsgebiet auch für die Zukunft plausibel.
Angesichts der seit dem 20. Jahrhundert zunehmend bergbaugeprägten Lausitzregion befinden sich die wichtigen Wasserwerke der Region am Rand der potentiellen Bergbaugebiete bzw. wurden dahin verlegt. Aus diesem Grund sind die Wasserwerke im Untersuchungsgebiet weder von veränderten Oberflächenwasserverfügbarkeiten noch vom tagebaubedingten Grundwasserabsenkungstrichter betroffen.

h) Bewässerung und Beregnung in der Landwirtschaft

Bewässerung über Gräben ist von der Beregnung mit technischen Anlagen zu unterscheiden. Erstere werden vorrangig im Ackerbau, letztere im Gemüseanbau eingesetzt. Während der Ackerbau nur mäßig von der Grabenbewässerung abhängig ist, ist der Gemüseanbau hochrangig von der Beregnung abhängig. Wasser muss jeden Tag zur Verfügung stehen, damit beispielsweise Salate und Kräuter knackig auf den Markt kommen. Bei Wassermangel kurz vor der Ernte ist der Totalverlust der jeweiligen Erntemenge und damit entsprechende betriebswirtschaftliche Verluste zu erwarten. Je nach geographischer und rechtlicher Lage könnte die Eigenförderung von Grundwasser eine Alternative für die Gartenbaubetriebe sein. Ist dies nicht gegeben, bliebe dem Betrieb nur die Umstellung auf Ackerbau mit dem entsprechenden Verlust an Arbeitsplätzen und Gewinn pro Hektar, da der Gemüseanbau sowohl arbeitsintensiver als auch ertragreicher als der Ackerbau ist.

3.2.2 Erste qualitative Einschätzung des Grades der Abhängigkeit der Wassernutzer vom Oberflächenwasser

Auch wenn in den obigen Texten zu den Wirkungen von veränderter Oberflächenwasserverfügbarkeit für verschiedene Wassernutzer noch nicht die Rede von monetären Auswirkungen war, lassen sich bereits aus diesen Ergebnissen der qualitativen Wirkungsanalysen erste ökonomische Schlüsse ziehen, die den Grad der Abhängigkeit von der Oberflächenwasserressource betreffen. Letztlich wird die ökonomische Betroffenheit in Form von zusätzlichen Kosten bzw. Gewinneinbußen bei Akteuren umso größer sein, je höher ihre Abhängigkeit von der Ressource ist. Die entsprechende Oberflächenwasserabhängigkeit ist allerdings keine Größe, die nur durch ein Charakteristikum determiniert ist. Im Rahmen der Arbeiten zu den ökonomischen Wirkungsanalysen wurden drei Aspekte identifiziert, die bei der Einschätzung der Oberflächenwasserabhängigkeit bedeutsam sind. Es handelt sich um die generelle Wasserintensität der Aktivität eines Nutzers, um die zeitliche Abhängigkeit von der Versorgung mit Oberflächenwasser sowie um die Substituierbarkeit der Oberflächenwasserressource. Diese drei Aspekte werden nachfolgend genauer dargelegt (vgl. auch Tabelle 3-2).

(1) Die *generelle Wasserintensität in der Aktivität* eines Wassernutzers – unabhängig davon, welche Art von Wasser verwendet wird – liefert erste Hinweise für den allgemeinen Abhängigkeitsgrad eines Nutzers vom Wasser (vgl. Tabelle 3-2, Spalte 1, mit X bezeichnet). Eine sehr hohe Wasserintensität – charakterisiert durch hohe Nutzungsmengen bzw. hohe relative Wasserkosten im Kontext der Gesamtbetriebskosten – impliziert, dass ein Wassernutzer stark von der Wasserverfügbarkeit abhängig ist und bei Schwankungen in der Wasserverfügbarkeit oder bei Preissteigerungen seine Aktivität reduziert oder gar einstellt. Eine Wasserunterversorgung würde in diesem Fall sofortige hohe Kosten mit sich bringen und einen Produktionsstopp bzw. eine Reduzierung der Produktion bzw. der Aktivität zur Folge haben. Dies wäre beispielsweise bei Kraftwerken der Fall, wenn kein Kühlwasser zur Verfügung stünde. In der ersten Spalte von Tabelle 3-2 sind vier Abstufungen in der generellen Wasserintensität aufgelistet, um das Spektrum der allgemeinen Wasserabhängigkeit ansatzweise abzubilden. Ein Beispiel für eine sehr wenig wasserintensive Aktivität mit sehr geringer Abhängigkeit vom Wasser wäre der Fall, dass Wasser bei einem Akteur grundsätzlich nicht sehr bedeutsam ist (z. B. bei einer Dienstleistungsaktivität am Computer) und eine Wasserunterversorgung erst spät zusätzliche Kosten erzeugt oder die Zusatzkosten generell eher gering sind (z.B. das Aufstellen von Chemietoiletten für die Angestellten). Die generelle Wasserintensität der Aktivität eines Wassernutzers zeigt somit seine allgemeine Verletzbarkeit in der Versorgung mit der Wasserressource an. Dieser Aspekt kann daher als erstes Indiz verwendet werden, um die spezifische Oberflächenwasserabhängigkeit einzuschätzen. Im GLOWA-Elbe-Projekt wurde der Aspekt der generellen Wasserintensität anfangs auch verwendet, um diejenigen ökonomischen Aktivitäten zu identifizieren, die potentiell bei veränderten Wasserverfügbarkeiten Schaden erleiden.

(2) Die *zeitliche Abhängigkeit vom Bezug des Oberflächenwassers* ist ein weiterer Aspekt, der für die Einschätzung der Abhängigkeit von Wassernutzern von der Oberflächenwasserverfügbarkeit hilfreich ist (vgl. Tabelle 3-2 Spalte 2, bezeichnet mit Y). Zweifellos besteht ein Unterschied darin, ob für eine Aktivität permanent Oberflächenwasser benötigt wird oder ob lediglich in gewissen Abständen eine Oberflächenwasserzufuhr erforderlich ist. Je größer die Zeitabstände für eine Wasserzufuhr, umso geringer ist die Abhängigkeit eines Nutzers, da er im Fall der Nichtverfügbarkeit von Oberflächenwasser für eine bestimmte Zeit erst einmal nicht betroffen wäre, insofern das genutzte Wasser nicht zu einer bestimmten Jahreszeit, z. B. Binnenfischerei im Frühjahr, benötigt wird. Tabelle 3-2 liefert in Spalte 2 vier mögliche Abstufungen für diesen Aspekt.

(3) Der aus ökonomischer Sicht für eine monetäre Bewertung letztlich entscheidende Aspekt der Abhängigkeit von der Oberflächenwasserressource ist der *Grad der (wirtschaftlich möglichen) Substituierbarkeit* des Oberflächenwassers (vgl. Tabelle 3-2 Spalte 3, bezeichnet mit Z). Die Spalte 3 der Tabelle 3-2 listet vier Möglichkeiten einer Abstufung beim Grad der Substituierbarkeit auf. Es beginnt beim Extrem einer nicht (wirtschaftlich) substituierbaren Ressource, wie es z. B. bei der Tagebauseeflutung für den Nachnutzungstourismus der Fall ist. Eine Flutung der Seen mit zusätzlich abgepumpten Grundwasser oder gar Trinkwasser wäre nicht finanzierbar, weil die Gewinnaussichten der Aktivität eine solche Investition nicht rechtfertigen würden. Andere Nutzer können hingegen alternativ zum Oberflächenwasser auch

selbst gepumptes Grundwasser verwenden oder sich von den öffentlichen Wasserversorgern beliefern lassen. In solchen Fällen ist die Menge des benötigten Wassers möglicherweise eher unbeträchtlich, so dass folglich die ökonomische Verwundbarkeit der wirtschaftlichen Akteure geringer ist und die Kostenbelastungen vertretbar sind. Schließlich wäre noch der Extremfall zu nennen, dass ein Wassernutzer seinen Bedarf nach Wasser vollständig und wirtschaftlich durch andere Quellen sichern kann, so dass er im Falle eines Ausfalls von Oberflächenwasser in Trockenperioden überhaupt keine Verluste erleidet. Derartige Konstellationen sind zumeist bei Akteuren anzutreffen, die eine sehr wasserintensive Aktivität betreiben und daher für den Risikofall des Ausfalls von Oberflächenwasser flexibel sein müssen. In der Lausitz ist dies der Fall bei den Wasserwerken, die sich vollständig auf Grundwasser außerhalb des Grundwasserabsenkungstrichters konzentriert haben, sowie bei den Braunkohlekraftwerken, die ihre Wasserversorgung mit dem Sümpfungswasser der Tagebaue sicherstellen und damit nicht mehr vom Oberflächenwasser abhängig sind.

In der Tabelle 3-2 sind die drei Aspekte zur Einschätzung des Grades der Abhängigkeit vom Oberflächenwasser mit X (generelle Wasserintensität der Aktivität), Y (zeitliche Abhängigkeit vom Bezug des Oberflächenwassers) und Z (Substituierbarkeit des Oberflächenwassers) bezeichnet, während die Abstufungen von 1 bis 4 jeweils eine abnehmende Abhängigkeit von der (Oberflächen-)Wasserressource anzeigen. Wäre eine Aktivität charakterisiert mit Z1-Y1-X1 so wäre eine äußerst hohe Abhängigkeit von Wasser und Oberflächenwasser vorhanden, bei Z4-Y4-X4 würde es hingegen quasi keine Abhängigkeit geben. Weiterhin ist zu konstatieren, dass die Bedeutung der Aspekte von X bis Z zunimmt, d. h. dass die Substituierbarkeit (Z) letztlich die ausschlaggebende Größe ist. Sind zwei Aktivitäten jedoch mit Z1 charakterisiert, so ist diejenige Aktivität tendenziell höher von der Oberflächenwasserverfügbarkeit abhängig, die einen kleineren Y-Wert aufweist. Entsprechendes gilt für den X-Wert. Auf diese Weise kann durch die Charakterisierung von Aktivitäten gemäß Tabelle 3-2 die Abhängigkeit von der Oberflächenwasserressource in einer qualitativen Rangfolge festgelegt werden – sofern eine exakte Einstufung möglich ist. Diese Einstufung ist eine wertvolle Vorarbeit für die Monetarisierung der Effekte einer veränderten Oberflächenwasserverfügbarkeit. Denn unter Berücksichtigung von Daten zum Beitrag dieser Aktivitäten zur Wertschöpfung der Untersuchungsregion ist aus dieser Einstufung vorab abzulesen, in welchen Bereichen eher hohe Effekte zu erwarten sind, und wo überhaupt keine Effekte eintreten und eine Monetarisierung daher von vornherein unterbleiben kann.

In der letzten Spalte von Tabelle 3-2 sind die in Kapitel 3.2.1 beschriebenen Wassernutzungen gemäß der Aspekte X, Y und Z charakterisiert und nach dem Grad der Abhängigkeit vom Oberflächenwasser gemäß dem restriktivsten Aspekt „Substituierbarkeit des Oberflächenwassers (Z)“ in drei Gruppen A, B und C eingeteilt, die sich qualitativ deutlich voneinander unterscheiden. Es zeigt sich dabei, dass die vier Aktivitäten Oberflächenwasserbereitstellung, Konditionierung, Nachnutzungstourismus und Binnenfischerei, die in der Gruppe A eingruppiert sind, allesamt keine Substitutionsmöglichkeiten in Bezug auf das Oberflächenwasser besitzen und damit sehr stark von ihm abhängen (Z1). Die Binnenfischerei ist dabei tendenziell weniger verwundbar als die anderen drei, da diese Aktivität lediglich in einem bestimmten Zeitraum im Jahr hohe Wassermengen bezieht und nach der Versorgung in der relativ

wasserreichen Zeit im Februar/März vergleichsweise weniger verwundbar durch Engpässe in der Oberflächenwasserverfügbarkeit ist. Ausnahmen sind die Binnenfischereien in den Bereichen der Grundwasserabsenkungsbereiche, die teilweise über das gesamte Jahr hohe Forderungen an die Wassermenge stellen. Bei den Aktivitäten Wasserbereitstellung und Konditionierung der Tagebauseen fallen hingegen sehr schnell Folgekosten bei Versorgungsengpässen an. Als ebenfalls sehr stark abhängig vom Oberflächenwasser wurde die öffentliche und privatwirtschaftliche Wasserbereitstellung eingestuft, da diese Tätigkeit sehr wasserintensiv ist (X2) und stetige Wasserverfügbarkeit erforderlich ist, um diese Funktion zu erfüllen (Y2). In der Gruppe B folgen die Aktivitäten Industrie und Bewässerungslandwirtschaft mit mittleren Substitutionsmöglichkeiten der Oberflächenwasserressource (Z2/Z3). Die Industrie hat in einigen Fällen vergleichsweise geringe Wasserbedarfe oder die Wasserkosten weisen eher einen unbedeutenden Posten bei den Betriebskosten auf. Es bestehen dann wirtschaftlich tragfähige Substitutionsmöglichkeiten in Form von selbst gepumptem Grundwasser und Wasser vom öffentlichen Wasserversorger.[2] Die Bewässerungslandwirtschaft ist vergleichsweise wasserintensiv, besitzt in den meisten Fällen jedoch durch eigenes Pumpen von Grundwasser eine wirtschaftlich akzeptable Substitutionsmöglichkeit.
In der Gruppe C befinden sich schließlich diejenigen Wassernutzer mit sehr wasserintensiven Aktivitäten (X1), die aber gerade deshalb eine Alternative zum Oberflächenwasser gefunden haben und in der Lage sind, sich autonom mit Wasser zu versorgen und das Oberflächenwasser problemlos zu substituieren (Z4). Da bei diesen Akteuren keine wirtschaftlichen Effekte bei einer veränderten Oberflächenwasserverfügbarkeit zu erwarten sind, werden sie in Kapitel 4 nicht weiter behandelt.

Aus diesem Ergebnis der Tabelle 3-2 ist *nicht* zu schlussfolgern, dass eine Aktivität aus Gruppe A im Vergleich zu einer Aktivität in Gruppe B in jedem Fall die höheren ökonomischen Effekte als Folge eines Engpasses in der Oberflächenwasserverfügbarkeit aufweisen wird. Es kann lediglich konstatiert werden, dass die Aktivität aus Gruppe A eine höhere Verwundbarkeit in Bezug auf Versorgung mit Oberflächenwasser besitzt. Das tatsächliche Ausmaß der monetären Effekte ist aber noch von weiteren Aspekten abhängig, wie u. a. vom absoluten Ausmaß einer Aktivität, vom spezifischen Grenzertrag der Oberflächenwassernutzung, von seinem Beitrag zur Wertschöpfung der Region und von den konkret anfallenden Zusatzkosten bei Unterschreitung der Schwelle für den Mindest-Oberflächenwasserbedarf der Aktivität. Hinsichtlich der tatsächlichen Monetarisierung der Effekte ist daher jede Aktivität genauer zu betrachten (vgl. Kapitel 4).

[2] Sobald das Wasser allerdings als industrielles Kühlwasser benutzt wird, sind die Substitutionsmöglichkeiten auch in der Industrie begrenzt. In diesem Fall würden entsprechende Industriebetriebe zur Gruppe A zählen.

Tabelle 3-2: Heuristik zur Einstufung des Grades der Oberflächenwasserabhängigkeit für Wassernutzer

X) Generelle Wasserintensität einer Aktivität	Y) Zeitliche Abhängigkeit vom Bezug des Oberflächenwassers	Z) Substituierbarkeit des Oberflächenwassers	Qualitative Eingruppierung der Wassernutzer aus Kapitel 3.2.1 gemäß dem Grad ihrer Abhängigkeit vom Oberflächenwasser (beginnend mit sehr abhängig)
1) Sehr wasserintensive Aktivität: permanente Nachfrage einer bestimmten Mindestmenge mit sofortigen Aktivitätsreduzierungen oder -unterbrechungen und entsprechend hohen Kosten bei Unterversorgung oder sehr hohen Wasserpreisen im Verlauf eines Tages.	1) Permanenter ganzjährlicher Wasserbezug erforderlich	1) Keine auch nur annähernd wirtschaftlichen Substitutionsmöglichkeiten	***Gruppe A (Z1)*** Wasserbereitstellung (öffentlich und privatwirtschaftlich): Z1-Y2-X2 Konditionierung: Z1-Y2-X3 Nachnutzungstourismus: Z1-Y2-X3 Binnenfischerei: Z1-Y3-X3 ***Gruppe B (Z2/3)*** Industrie: Z2/3-Y1/2-X2 Bewässerungslandwirtschaft: Z2/3-Y2-X2 ***Gruppe C (Z4)*** Wärmekraftwerke Obere Spree: Z4-Y1-X1 Wasserwerke Obere Spree: Z4-Y1-X1
2) Wasserintensive Aktivität: keine sofortige Produktionsunterbrechung, aber deutliche Kostenbelastungen bei Unterversorgung/hohen Preisen im Verlauf einer Woche.	2) Mit Ausnahme einiger Wochen permanenter ganzjährlicher Wasserbezug erforderlich	2) Geringe Substitutionsmöglichkeiten bei hohen Kosten	
3) Wenig wasserintensive Aktivität: bemerkenswerte Belastungen treten erst auf bei Unterversorgung/hohen Preisen im Verlauf eines Monats auf.	3) Wasserbezug nicht permanent erforderlich, aber regelmäßiger Bezug im Jahr mit gewissen Zeitabständen	3) Gute Substitutionsmöglichkeiten bei mittleren Kosten	
4) Sehr wenig wasserintensive Aktivität: Grundsätzlich nur geringe Belastungen, die erst nach einigen Monaten wirksam werden.	4) Wasserbezug nur in wenigen Wochen des Jahres notwendig	4) Vollständig gesicherter bzw. autonomer Wasserbezug, Oberflächenwasser wird nicht benötigt oder ist vollständig substituierbar bei geringen Kosten	

Kapitel 4
IMA Schritt 4: Bewertung

Im abschließenden Schritt des IMA waren die Entwicklungsszenarien hinsichtlich ihrer Wirkungen zu bewerten. Die Auswahl der Bewertungskriterien, das Vorgehen einer integrativ ökonomisch-wasserwirtschaftlichen Bewertung sowie die Bewertungsergebnisse werden in den folgenden Unterkapiteln dargestellt. Dabei werden im Unterschied zu Kapitel 3.1, in dem die wasserwirtschaftlichen Impakts unter dargebotsarmen Situationen untersucht werden, Mittelwerte genutzt. Damit werden zwar die Möglichkeiten des ArcGRM nur ansatzweise genutzt. Die Darstellung der Zwischenergebnisse für die einzelnen betrachteten Sektoren ist aber nur so übersichtlich möglich. In der in GLOWA Elbe 2 vorgesehenen multikriteriellen Bewertung wird das ganze Potenzial der Bewertung unter Unsicherheit unter Ausnutzung der vom ArcGRM erzeugten Wahrscheinlichkeitsverteilungen ausgeschöpft werden.

4.1 Auswahl der Bewertungskriterien

Frank Messner, Michael Kaltofen, Hagen Koch, Oliver Zwirner

Auf der Grundlage der Effekte, die in den wasserwirtschaftlichen und sozioökonomischen Impaktanalysen abgeschätzt und modelliert wurden, wurden anschließend Kriterien gewählt, um diese Effekte bewerten zu können.
Im Kontext des IMA-Ansatzes wird diesbezüglich so vorgegangen, dass zuerst versucht wird, so viele Effekte wie möglich und sinnvoll durch die Methodik der Nutzen-Kosten-Analyse monetär zu erfassen. Das entsprechende Bewertungskriterium für einen Effekt ist der diskontierte und kumulierte Nettonutzen über den Betrachtungszeitraum, wobei sich der Nettonutzen aus der Differenz von monetarisierten volkswirtschaftlich relevanten Nutzen- und Kostengrößen ergibt. Theoretische Grundlage dieser Bewertungsmethodik ist die neoklassische Wohlfahrtsökonomik, mit der Grundidee, dass die Kumulierung individueller Nutzen- und Kostengrößen bei Konsumenten und Produzenten (die u.a. messbar sind durch die Größen Konsumentenrente, Produzentenrente, Gewinn, marginale Kompensationsforderung und marginale Zahlungsbereitschaft) ein geeignetes Maß zur Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit einer Maßnahme darstellt. Nach dem sogenannten Kaldor-Hicks-Kriterium wird eine Maßnahme dann als gesellschaftlich vorteilhaft angesehen, wenn die Gewinner nach Durchführung der Maßnahme in der Lage sind, die Verlierer zu kompensieren und trotzdem noch ein Überschuss bestehen bleibt – wenn also der Nettonutzen positiv ist (vgl. z.B. ENDRES/ HOLM-MÜLLER 1998 und MARGGRAF/GANS 1997).
Zur Ermittlung des Nettonutzens eines bestimmten Effektes, z. B. die verspätete touristische Tagebauseenachnutzung aufgrund einer verlängerten Flutungsdauer, sind verschiedene wasserwirtschaftliche Informationen notwendig. Diese Informationen werden über die Daten zu den Indikatorwerten erhalten. Zur Ermittlung des touristischen Nettonutzens für eine veränderte Flutungsdauer, der u.a. abgeschätzt wird durch den geänderten Gewinn der Tourismusbranche, sind z. B. Daten zu den Indikatoren 1 (Wasserverfügbarkeit an den flutungsrelevan-

ten Pegeln), 2 (Sicherheit der Bedarfsdeckung), 4 (Kosten der Wasserbereitstellung) und 6 (Zeitpunkt des Flutungsendes) notwendig (vgl. Kapitel 2). Bei der Berechnung des geänderten touristischen Gewinns finden die spezifisch notwendigen Indikatordaten für die individuelle Bewertung des Effektes Verwendung und werden damit im Prozess der Einzeleffektbewertung aggregiert.

Ein weiteres Charakteristikum im IMA-Ansatz besteht darin, dass nur Nettonutzen gleichartiger Effekte summiert werden. Um bei dem genannten Beispiel zu bleiben, wurden im Teilprojekt Obere Spree z. B. die Nettonutzen aggregiert, soweit es sich um die Tätigkeit der Wasserbereitstellung handelt, die weitgehend mit öffentlichen Mitteln finanziert wird – wie u. a. Tagebauseeflutung, Wasserüberleitung aus fremden Flussgebieten etc. Eine Zusammenfassung mit qualitativ als deutlich andersartig einzustufenden Nettonutzen – z. B. mit dem Nettonutzen von privatwirtschaftlichen Sektoren wie Fischerei oder Tourismus, die gleichzeitig auch langfristig Beschäftigung in einer Region sichern können oder bestimmte Traditionen verkörpern und somit weitergehende regionale Bedeutungen haben – wurde nicht vorgenommen. Aus diesen Ausführungen ergibt sich, dass der Nettonutzen als Hauptkriterium gewählt wurde, aber für spezifische Effektgruppen ein eigener gruppenspezifischer Nettonutzen als Kriterium gewählt wurde, der kontextspezifisch eine unterschiedliche Bedeutung haben kann.[3] Im Rahmen des Teilprojektes ergaben sich folgende Nettonutzenkriterien, die die wesentlichen ökonomischen Effekte der veränderten Wasserverfügbarkeiten widerspiegeln:

- Nettonutzen der touristischen Nachnutzung an Tagebauseen
- Nettonutzen Binnenfischerei
- Nettonutzen der wasserwirtschaftlichen Wasserbereitstellung (Aggregation der Nettonutzen der Wasserbereitstellung durch die Vattenfall Europe Mining, für Sanierung der Tagebauseen und allgemeine wasserwirtschaftliche Tätigkeiten wie Überleitung etc.)
- Nettonutzen der wasserwirtschaftlichen Konditionierung (Aggregation der Teilkonditionierungskosten für die Tagebauseen und der Konditionierungskosten zur Gewährleistung des qualitativ ordnungsgemäßen Tagebauseewasserablaufs in die Vorfluter)

In den Ergebnistabellen am Ende von Kapitel 4 ist der aggregierte Gesamtnettonutzen dieser vier Kategorien zwar ausgewiesen– allerdings nur, um die Implikationen dieser Aggregation aufzeigen und diskutieren zu können.

Als weitere Kriterien wurden die über den Untersuchungszeitraum von 2003 bis 2052 gemittelten Wasserverfügbarkeiten in m^3/s für bestimmte Gebiete bzw. die prozentualen Bedarfsdeckungen für bestimmte Tätigkeiten gewählt. Für diese Kriterien wird für jede der 100 Realisierungen mit jeweils 600 Monaten pro Entwicklungsszenario für jeden Nutzer und über die Nutzer eines Sektors gemittelt (s. 4.3.1). Da diese Kriterien lediglich hochaggregiert die quantitative Betroffenheit von Wassermangel anzeigen, nicht jedoch das sozio-ökonomische Aus-

[3] Auf diese Weise wird der Kritik am Kaldor-Hicks-Kriterium und an der Nutzen-Kosten-Analyse insgesamt begegnet, dass Aspekte wie Einkommensverteilung, Beschäftigung und kollektiver Nutzen für eine Region nicht in der Bewertung berücksichtigt werden. Dadurch, dass die Nettonutzen lediglich für gleichartige Nutzen- und Kostenformen berechnet werden, bleibt ersichtlich, wer die Nutzen und Kosten trägt. So können zusätzliche Wertimplikationen, die einer Nutzengruppe zugerechnet werden (z.B. lange Tradition eines in der Region gewachsenen Sektors), in einer Endbewertung mitberücksichtigt werden.

maß dieser Betroffenheit zu bewerten vermögen, sind sie lediglich als Hilfs- bzw. Interimskriterium anzusehen, das der speziellen Konstellation der Finanzierung des GLOWA-Elbe-Projektes geschuldet ist. Da die Finanzierung der meisten Arbeiten zur ökonomischen Bewertung erst ab der Projektmitte freigegeben wurde, konnten insbesondere für die Teilprojekte Berlin und Spreewald nicht alle Entwicklungsszenarien monetarisiert werden. Um eine erste Gesamtbetrachtung des Betrachtungsgebietes überhaupt möglich zu machen, wurde daher lediglich das Wasserverfügbarkeitskriterium *gemittelte Wasserverfügbarkeit in m³/s* für Berlin und den Spreewald einbezogen, obwohl ökonomisch bestimmbare Datenwerte mit ihnen verbunden sind. Ein anderes Problem ergab sich für die Monetarisierung der Wasserverfügbarkeiten der Industrie. Aufgrund einer sehr breiten Zusammenfassung von Industrieaktivitäten im Modell ArcGRM konnten den Indikatorwerten zur Wasserverfügbarkeit der Industriekonglomerate keine spezifischen ökonomischen Werte zugeordnet werden (s. Kapitel 3.2.1.d). In diesem Fall wurde lediglich auf das Hilfskriterium der *prozentualen Bedarfsbefriedigung* zurückgegriffen. Beide Punkte werden im anschließenden GLOWA Elbe 2 Projekt behoben werden, in dem eine vollständige Abschlussbewertung der Entwicklungsszenarien durchgeführt werden wird. Zusammenfassend seien die folgenden Interimskriterien nochmals genannt:

- Prozentuale Bedarfsdeckung für die Industrie im Bereich der oberen Spree und der Schwarzen Elster
- Gemittelte Wasserverfügbarkeit in m³/s für die Oberflächenwasserzuflüsse aus der Spree und der Dahme nach Berlin
- Gemittelte Wasserverfügbarkeit in m³/s für die gesamten Oberflächenwasserzuflüsse in den Spreewald

Schließlich wurde zur Bewertung der ökologischen Effekte ein Kriterium gewählt, das sich auf die Wasserverfügbarkeit für den ökologischen Mindestabfluss bezieht.
Im ArcGRM GLOWA sind insgesamt an 28 Profilen ökologische Mindestabflüsse bzw. Überleitungen zur Stützung des ökologischen Mindestabflusses im hier bearbeiteten Bereich der Spree und der Schwarzen Elster enthalten. Diese wurden aus dem ArcGRM Spree/ Schwarze Elster übernommen und sind in ihrem Wert oft, mit Ausnahmen an ausgewählten Querschnitten, nur grobe Anhaltswerte (Leitwert). Für die genaue Festlegung von ökologischen Mindestabflüssen gibt es noch keine abschließende Empfehlung, für verschiedene Fließgewässer bzw. einzelne Abschnitte kommen unterschiedliche Verfahren zur Anwendung (DVWK 1996, DVWK 1999, BARTH 1999). In PUSCH ET AL. (2001) wird die Ermittlung des ökologischen Mindestabflusses für einen kurzen Spreeabschnitt beschrieben, welche umfangreiche Arbeiten in den Bereichen Hydrologie, Hydraulik und Biologie erforderte. Da ein derartiger Aufwand weder geplant noch finanziell bzw. zeitlich möglich war, wurden, wie oben beschrieben, die bereits im ArcGRM Spree/ Schwarze Elster vorhandenen ökologischen Mindestabflüsse übernommen und als Indikator genutzt.
Da ein einfaches Zählen der Häufigkeiten der Unterschreitungen der ökologischen Mindestabflüsse keine Aussage zur Schwere der Unterschreitung liefert, wurde entsprechend der Industrie (s. o.) die prozentuale Bedarfsdeckung ermittelt. Damit wird zumindest ansatzweise die Schwere der Unterschreitung berücksichtigt, ohne der Unsicherheit bezüglich des absoluten

Wertes des ökologischen Mindestabflusses zu starken Einfluss zu geben. Mit diesem, für den Betrachtungszeitraum und für betroffene Profile aggregierten, ökologischen Indikator kann zumindest eine Bewertung hinsichtlich der Berücksichtigung von ökologischen Forderungen in einem Szenario durchgeführt werden. Damit steht zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Szenarien ein wasserverfügbarkeitsabhängiger Indikator zur Verfügung:

- Prozentuale Bedarfsdeckung der ökologischen Mindestabflüsse

Zusammenfassend ist zu konstatieren, dass insgesamt 3 Hauptkriterien mit 8 Unterkriterien definiert wurden, um die Entwicklungsszenarien aus Abschnitt 1.3 zu bewerten. Die Überprüfung und Bestätigung oder Änderung dieser von der Wissenschaft entwickelten Kriterien durch die Akteure im Untersuchungsfeld gemäß dem IMA bleibt GLOWA Elbe 2 vorbehalten.

4.2 Monetäre Bewertung der Handlungsstrategien

Frank Messner, Hagen Koch und Oliver Zwirner

4.2.1 Transfer- und Bewertungsfunktionen und ihre Integration ins ArcGRM

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt, beruht die sozio-ökonomische Bewertung auf der wasserwirtschaftlichen Wirkungsanalyse durch das ArcGRM. Im Folgenden wird beschrieben, wie die direkte Koppelung von wasserwirtschaftlicher Modellierung und ökonomischer Bewertung durchgeführt wurde.

Die Herausforderung der integrativen Bewertung von Entwicklungsszenarien durch ökonomische Bewertungsfunktionen, die direkt in das ArcGRM eingebaut werden, besteht darin, einerseits die Bewertungsfunktionen in einer Weise zu gestalten, dass sie in das Wasserbewirtschaftungsmodell integrierbar sind, und andererseits Transferfunktionen einzufügen für Fälle, wo für eine Bewertung die direkten ArcGRM-Ergebnisse nicht verwendbar sind, sondern noch für die Integration zugerichtet werden müssen. Bei diesem Unterfangen können insbesondere zwei Arten von Problemen auftauchen. Erstens kann es geschehen, dass bei den Bewertungsansätzen aus Sicht der ökonomischen Bewertungstheorie nur zweitbeste Lösungen gewählt werden, um die Integration überhaupt zu ermöglichen (vgl. z. B. Abschnitt a) zur Binnenfischerei). Zweitens kann es sich in der Analysephase zur Bewertung herausstellen, dass das ArcGRM und die ökonomische Bewertung in Teilbereichen noch nicht kompatibel sind und weitergehende Forschungsaktivitäten erforderlich sind. Nichtsdestotrotz konnte für die wichtigsten, d. h. gemäß Kapitel 3.2.2 für die am meisten von der Oberflächenwasserressource abhängigen Wassernutzer, eine integrative Bewertung erfolgreich vollzogen werden. Nachfolgend werden für die verschiedenen Wassernutzergruppen/Sektoren die entsprechenden Integrations- und Transferfunktionen in Unterabschnitten darstellt. Die szenariobezogenen Ergebnisse der Bewertungen werden weiter unten im Kapitel 4.2.2 präsentiert.

a) Binnenfischerei

Ein aus theoretischer Sicht optimaler Ansatz zur ökonomischen Bewertung der unternehmerischen Wohlfahrtseinbußen im Sektor Binnenfischerei aufgrund veränderter Wasserverfügbarkeit würde angesichts der vorliegenden Technik der Binnenfischerei (vgl. 3.2.2 a) darauf abzielen, die von der Wasserverfügbarkeit betroffenen Fischteiche (Grenzteiche hinsichtlich knapper Wasserverfügbarkeit) zu identifizieren und deren Wohlfahrtseinbußen in Form des unternehmerischen Gewinns basierend auf spezifischen Daten der Unternehmungsrechnung zu quantifizieren. Diese Vorgehensweise war jedoch aus zwei Gründen nicht praktikabel. Erstens lagen spezifische Unternehmensdaten nicht vor, sondern lediglich Daten auf höher aggregiertem Niveau. Als Konsequenz hätten Teichkategorien mit ähnlichen Kosten-Erlös-Gewinn-Konstellationen gebildet werden müssen, um eine Annäherung an die Bewertung der veränderten Wasserverfügbarkeiten der Grenzteiche zu erreichen. Dies wäre eine arbeitsaufwendige, aber mögliche Alternative gewesen, die jedoch durch den zweiten Grund verhindert wurde. Und zwar ist das ArcGRM so angelegt, dass nicht alle Teiche als Einzelnutzer sondern als Gruppen aggregiert erfasst sind, wobei diese Gruppenerfassung auch die Zugehörigkeit zu einem Unternehmen nicht unbedingt berücksichtigt. Als Konsequenz dieses Umstandes war es nicht möglich, im Rahmen der Modellierung mit dem ArcGRM die kritischen Grenzteiche zu bestimmen. Daher musste eine alternative Bewertungsmöglichkeit gefunden werden.
Die schließlich gewählte Bewertungsmethode orientierte sich an dem aggregierten Niveau der Datenerfassung und der Datenverfügbarkeit und war nicht mehr von der Grenzteichperspektive geprägt, sondern von einer Durchschnittsteichperspektive. Grundlegend war die Modellvorstellung, dass die im ArcGRM zu einem Nutzer aggregierten Teiche jeweils nur einen Modellteich darstellen, der bei Unterschreitung einer gewissen Schwelle der Wasserverfügbarkeit der Fischteichbewirtschaftung von Januar bis August als proportional zur fehlenden Wassermenge schrumpfend angenommen wird und sich daher der unternehmerische Gewinn aus einer geringeren Teichfläche ergibt. Die kritische Schwelle wurde angesetzt bei 23 % der Unterschreitung der Soll-Wasserverfügbarkeit, die zur Füllung des Modellteiches bis auf 1,3 m notwendig ist. Dann nämlich wird im Modellteich die durchschnittliche Wassertiefe von einem Meter nicht mehr erreicht und es kommt zu Gewinneinbußen (vgl. Kap. 3.2.1 a). Die Abschätzung der Gewinneinbußen wurde über die Flächengröße des Modellteiches getätigt. Der Modellteich wurde dabei in der Weise idealisiert, dass seine Fläche flexibel ist, sodass auf eine zu niedrige Wasserverfügbarkeit mit einer Verkleinerung der Seefläche reagiert werden kann, die dann einen Mindestwasserstand von einem Meter garantiert. Die Gewinneinbuße ergibt sich dann über den verringerten Flächenwert des Fischteichs und den Durchschnittsgewinn pro Hektar. Auf diese Weise wurde der tatsächliche Vorgang des Abfischens approximiert.
Angesichts der Tatsache, dass dieses Bewertungsvorgehen anknüpft an die jeweils jährlich kumulierte Wasserverfügbarkeit über die Monate Januar bis August und den idealisierten Flächenwert jeden Teiches, waren im ArcGRM für jeden Modellteich Transferfunktionen zur ökonomischen Bewertung einzubauen. Mit diesen Funktionen wurde für jeden Modellteich und jedes Jahr im Betrachtungszeitraum der Flächenwert in Abhängigkeit von der Erfüllung

der Entnahmeforderung je Teich ermittelt. Die entsprechende Transferfunktion hat folgende Form.

Transferfunktion zur Ermittlung des Flächenwertes der Modellteiche:

$$FW_{i,t} = 1 \quad \text{bei} \quad \frac{\sum_{Mt=1}^{8} E_{i,Mt}}{\sum_{Mt=1}^{8} EF_{i,Mt}} \geq 0{,}77 \tag{1}$$

$$FW_{i,t} = Z_{i,t} \quad \text{bei} \quad \frac{\sum_{Mt=1}^{8} E_{i,Mt}}{\sum_{Mt=1}^{8} EF_{i,Mt}} < 0{,}77 \tag{2}$$

mit:

$$Z_{i,t} = \frac{\sum_{Mt=1}^{8} E_{i,Mt}}{\sum_{Mt=1}^{8} EF_{i,Mt}} \cdot \frac{1}{0{,}77} \tag{3}$$

wobei:

- $FW_{i,t}$: Flächenwert eines Modellteiches *i* zur Anpassung der idealen Modellteichgröße bei zu geringer Wasserverfügbarkeit im Jahr *t* [-]
- $EF_{i,Mt}$: Entnahmeforderung eines Modellteiches *i* im Monat M zur Erreichung eines optimalen Wasserstandes von 1,3 m im Jahr *t* [m³]
- $E_{i,Mt}$: tatsächliche Wasserentnahme im Monat M für den Modellteich *i* im Jahr *t* [m³]
- t: laufendes Jahr (2003 = 1; gilt für alle folgenden Formeln)
- Mt: Monat der Wasserentnahme, mit 1 = Januar und 8 = August
- $Z_{i,t}$: Flächenwert für Teich *i* zur Anpassung der Teichgröße an einen idealen Wert, der einen Mindestwasserstand von einem Meter im Jahr *t* garantiert (Input für Transferfunktion) [-]

Basierend auf diesen Vorüberlegungen wurde für jeden Modellteich *i* und jedes Jahr *t* die folgende ökonomische Bewertungsfunktion ins ArcGRM integriert:

Bewertungsfunktion:

$$GB_{i,t} = (DE \cdot DG \cdot Fl_{i,t} \cdot Z_{i,t}) \cdot (1+r)^{-t+1} \tag{4}$$

wobei:

- $GB_{i,t}$: Gewinn in Gegenwartswert für die Bewirtschaftung eines Modellteiches *i* im Jahr *t* [EURO/a]
- DE: allgemeiner Durchschnittsertrag [kg/ha]
- DG: allgemeiner Durchschnittsgewinn [EURO/kg]
- $Fl_{i,t}$: Größe des Modellteichs *i* im Jahr *t* [ha]
- r: Diskontrate zur Ermittlung Gegenwartswert (gilt für alle Formeln)

Wie die Formel (4) zeigt, basiert die Ermittlung des Jahresgewinns für einen Modellteich zwar auf teichspezifischen Daten zur Teichgröße und zum ermittelten Flächenwert (in Abhängigkeit von der Wasserverfügbarkeit), aber die wichtigen Inputdaten zum physischen Ertrag und zum durchschnittlichen Gewinn pro Kilogramm Fisch (daher: Durchschnittsteichansatz) sind allgemeine Daten zur Binnenfischerei in der Region, die sich hauptsächlich auf einen Bericht von KLEMM (2001) zur Wirtschaftlichkeitsentwicklung der sächsischen Binnenfischerei beziehen. Demnach belief sich in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre der durchschnittliche Ertrag pro ha (DE) im Zweijahresmittel auf 649 kg/ha, während der Gewinn pro kg Fisch (DG) bei 0,68 Euro lag. Folglich war in dieser Zeit mit einem Gewinn pro ha (DE*DG) in Höhe von 434,09 Euro zu rechnen (KLEMM 2001, S. 4 ff.).

Für die Bewertung der Auswirkungen der Änderungen der Wasserverfügbarkeit auf die Teichwirtschaft in den Einzugsgebiet von Spree und Schwarzer Elster sind diese Durchschnittserträge und –gewinne für die Ausgangsperiode 2003 als Basiswerte angenommen worden. Die Entwicklung der Durchschnittsgewinne über die Zeit wurde allerdings nicht konstant gehalten, sondern je nach Entwicklungsrahmen angepasst. Beim Entwicklungsrahmen B2 wurde angenommen, dass sich die Subventionierung der Binnenfischerei auch in Zukunft fortsetzt, daher kein großer Wettbewerbsdruck eintritt, die Löhne stabil bleiben können, wobei gleichzeitig in der Folge des Regionalisierungstrends der Anteil der Direktvermarktung mit einem höheren Fischpreis zunimmt. Als Konsequenz davon wurde berechnet, dass der Fischpreis bis 2052 tendenziell um 20 Cent/kg steigt (in realen Euro von 2003), wodurch sich der durchschnittliche Gewinn (DE*DG) jährlich letztlich auf 560 Euro/ha im Jahr 2052 erhöhen wird. Für den Entwicklungsrahmen A1 wurde angenommen, dass der Wettbewerbsdruck durch Halbierung der Subventionen und Erweiterung des EU-Binnenmarktes deutlich steigen wird, daher eher eine Bedeutungszunahme der tendenziell geringeren Großhandelspreise stattfinden wird und die Löhne tendenziell sinken werden (angenommen: 20 % über 50 Jahre). Durch diese Annahmen ergibt sich eine sinkende Entwicklung beim durchschnittlichen Gewinn je Hektar für die Binnenfischerei, die letztlich im Jahr 2052 141,88 Euro/ha beträgt (vgl. für die ausführliche Begründung und Darlegung des Entwicklungsrahmens für die Binnenfischerei: KARKUSCHKE 2003).

Hinsichtlich der Konsumentenseite wurde für die Binnenfischerei eine sehr elastische Nachfrage angenommen, die sich daraus ergibt, dass der west- und osteuropäische Fischmarkt groß genug ist, um selbst bei vollständigem Wegfall der Fischprodukte aus dem Untersuchungsgebiet gleichwertigen Ersatz zu ähnlichen Preisen anzubieten. Somit kommt es auf der Konsumentenseite zu keinen Änderungen in der Wohlfahrtsposition. Angesichts der derzeitigen Subventionierung der sächsischen Binnenfischerei ist diese Annahme zu stabilen Konsumentenrenten gerechtfertigt.

Die entsprechenden Bewertungsergebnisse für die verschiedenen Entwicklungsszenarien, die auf Basis dieses integrierten Bewertungsansatzes für die Binnenfischerei ermittelt wurden, sind in Kapitel 4.2.2 a dargelegt.

b) Wasserbereitstellung

Die öffentliche und privatwirtschaftliche Wasserbereitstellung wie beschrieben in Kapitel 3.2.1 b) dient zur Überleitung von Wasser zur Flutung von Tagebauseen, zur Überleitung von Wasser aus Fremdgebieten und zur Stützung von ökologischen Mindestabflüssen. Mit ihr sind Kosten verbunden, die entstehen durch den Bau und die Wartung der technischen Anlagen sowie durch den konkreten Betrieb von Pump-, Einlauf- und Heberanlagen. Da sich diese Kosten mit der Durchführung verschiedener Bewirtschaftsstrategien verändern, sind sie im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Betrachtung einzubeziehen. Eine Unterscheidung von öffentlicher und privatwirtschaftlicher Wasserbereitstellung wurde bei den Funktionen zur Bewertung dieser Kostengrößen nicht gemacht, da in beiden Fällen gleichartige Aktivitäten vollzogen werden. Dadurch entstehen wohlfahrtsmindernde Kosten, die im Fall der öffentlichen Aktivität durch die Steuerzahler getragen werden und im Fall der privaten Aktivität gewinnmindernd wirken. Als Bewertungsfunktion in einem Jahr *t* wurde daher die folgende angesetzt:

Bewertungsfunktion: $$K_{WB,t,i} = (DK_{WB,k,i} \cdot Q_t) \cdot (1+r)^{-t+1} \quad (5)$$

wobei:

	$K_{WB,t,i}$:	Kosten der Wasserbereitstellung im Jahr *t* durch Anlage *i* [EURO]
	$DK_{WB,k,i}$:	durchschnittliche Kosten der Wasserbereitstellung für die bestimmte und standortabhängige Technologie *k* der Anlage *i* [EURO/m³]
	Q_t:	Menge des bereitgestellten Wassers im Jahr *t* [m³]

Für die Transferfunktion für das ArcGRM musste dementsprechend für jede Anlage der Wasserbereitstellung (*i*) die verfügbare Wassermenge Q_t pro Jahr sowie die jeweiligen Bereitstellungskosten ($DK_{WB,k,i}$) ermittelt werden.

Zur Kopplung einer technikspezifischen Bewertungsfunktion an die Wasserbereitstellungsanlagen im ArcGRM mussten die Anlagen einem Techniktyp zugeordnet werden. Die verwendete Wasserbereitstellungstechnik ist abhängig von der topografischen Situation. So wurde unterschieden zwischen reinen Einlaufanlagen, die wegen der günstigen topografischen Lage keine Betriebskosten aufweisen, Heberleitungen mit eher geringen Betriebskosten und kostenintensiven Pumpanlagen zur Überwindung größerer Wasserniveau-Unterschiede. Von der LMBV wurden für diese Techniktypen standortspezifische Durchschnittskosten pro m³ bereitgestelltem Wasser ($DK_{WB,k,i}$) ermittelt, sodass sowohl Fix- und Betriebskosten der Wasserbereitstellung in die Rechnungen eingingen. Aus Gründen der Vertraulichkeit von Betriebsdaten können die unterschiedlichen Bereitstellungskosten an dieser Stelle nicht explizit genannt werden. Um die Größenordnung für die Bereitstellung bzw. Überleitung von Wasser zu verdeutlichen, sei hier lediglich erwähnt, dass damit Kosten in einer Spanne zwischen 0,02-0,60 Euro/m³ verbunden sind. Für Wasserbereitstellungsanlagen, für die keine expliziten Kostenangaben vorlagen, wurden über Analogieschlüsse sowie auf Basis von Informationen

über Länge der Überleitungsstrecke und Pumphöhe entsprechende Bereitstellungskosten abgeleitet. Durch Berechnung des Wertes von Q_t für jede Anlage sowie der Überführung dieses Wertes in die angekoppelte Bewertungsfunktion (5) wurden dann die Bereitstellungskosten für die jährlichen Pumpwassermengen der Einzelanlagen für die Entwicklungsszenarien berechnet.
Da die Anlagen weiterhin spezifiziert wurden hinsichtlich einer Tätigkeit für verschiedene Nutzer (Wasserwirtschaft, LMBV und Vattenfall Europe Mining) konnten entsprechend auch die aggregierten Wasserbereitstellungskosten pro Bereitsteller ausgegeben werden. Diesbezüglich sei angemerkt, dass für einige Tagebauseen mit zukünftiger Speicherfunktion – das sind die Lausitzer Seenkette mit Sanierungsträger LMBV und Cottbuser Ost-See mit Sanierungsträger Vattenfall Europe Mining – auch nach dem Abschluss der Flutung Wasser aus dem Einzugsgebiet der Neiße übergeleitet wird. Wegen des Übergangs dieser Speicher in die öffentliche Hand sind die entsprechenden (zukünftigen) Bereitstellungskosten der öffentlichen Wasserwirtschaft zuzuordnen und nicht den Sanierungsträgern.
Abschließend sei erwähnt, dass im Fall der Wasserbereitstellung keine Unterscheidung für die Entwicklungsrahmen A1 und B2 vorgenommen wurde. Es wurde für alle Fälle von gleichbleibenden Techniken und stabilen (realen) durchschnittlichen Wasserbereitstellungskosten pro Technologie ausgegangen.

c) Konditionierung der Restseen

Je nach Geschwindigkeit der Flutung und der hydrogeologischen bzw. –chemischen Gegebenheiten können sich nach Abschluss einer Flutung unterschiedliche Wasserqualitäten in den verschiedenen Tagebauseen einstellen. Das größte Wasserqualitätsproblem in Tagebauseen ist ein niedriger pH-Wert bzw. ein geringes Säurepufferungsvermögen. Je nach Standortspezifik können aber auch Probleme mit Schwermetallen oder Nährstoffen auftreten. In der Regel sind diese Wasserqualitätsprobleme nicht mit den Nachnutzungszielen bzw. den gesetzlichen Vorgaben vereinbar. Daher müssen Konditionierungsmaßnahmen ergriffen werden, um die gewünschte Wasserqualität nachträglich herzustellen.
Die Bewertung der ökonomischen Wohlfahrtseffekte, die mit der Verbesserung der Wasserqualität der Tagebauseen verbunden sind, bezieht sich im Wesentlichen auf die Kosten, die für die Konditionierungsaktivitäten zur Herstellung der gewünschten Wasserqualität anfallen, und die größtenteils von der öffentlichen Hand getragen werden. Der Nutzen ergibt sich aus den Nachnutzungen, z. B. dem Tourismus, und der besseren ökologischen Qualität der Seen. In diesem Abschnitt werden ausschließlich die Kosten der Konditionierung betrachtet.
Für die Konditionierung von Seen mit Wasserqualitätsproblemen gibt es für jede Art der Qualitätsproblematik verschiedene Konditionierungstechniken. Im Rahmen des Teilprojektes war der Fokus auf die größte Wasserqualitätsproblematik von Tagebauseen gerichtet, die Versauerung. Andere Wasserqualitätsprobleme wurden nicht in die Bewertung einbezogen. Weiterhin wurde aus methodischen Gründen nur der Teil der Säureeinträge betrachtet, der nicht volumenstromgebunden in die Tagebauseen eingetragen wird. In diesem Zusammenhang konnte ebenfalls nur die erstmalige Seekonditionierung einbezogen werden. Der weiterhin stattfindende Säureeintrag und die damit verbundene Notwendigkeit, die Seekonditionierung regel-

mäßig zu wiederholen, musste unberücksichtigt bleiben. Daher ist im Folgenden stets von Konditionierungsteilkosten die Rede, die nur eine konservative Abschätzung der Gesamtkonditionierungskosten darstellen und als unterer Schwellenwert zu interpretieren sind. Eine wesentliche und etablierte Konditionierungstechnik zur Verbesserung der Wasserqualität in Tagebauseen ist die Verwendung von Neutralisationsmitteln – wie z. B. Kalkhydrat. Diese Technik wurde als Basis für die Bewertung gewählt, da für diesen Fall eine gute Informationsgrundlage vorhanden war. Die in das ArcGRM integrierte Bewertungsfunktion ist ähnlich wie bei der Wasserbereitstellung eine einfache Kostenformel:

Bewertungsfunktion: $$K_{Kon,t,i} = [v_{i,t} \cdot (K_{NM,t,i} + K_{AK,t,i})] \cdot (1+r)^{-t+1} \quad (6)$$

wobei:

$K_{Kon,t,i}$:	Gegenwartswert der Gesamtkosten der Teilkonditionierung des Tagebausees *i* im Jahr *t* [EURO]
$v_{i,t}$:	notwendige Menge von Neutralisationsmittel zur Konditionierung eines Tagebausees *i* im Jahr *t* [t]
$K_{NM,t,i}$:	Kosten pro Einheit Neutralisationsmittel zur Teilkonditionierung eines Tagebausees *i* im Jahr *t* [EURO/t]
$K_{AK,t,i}$	Arbeitskräfteeinsatz bei der Teilkonditionierung eines Tagebaus *i* im Jahr *t* [EURO/t]

Diese Bewertungsfunktion gilt für beide Arten der Konditionierung, wie sie in 3.2.1 c) beschrieben wurden. Bei der Endkonditionierung sauerer Tagebauseen nach dem Flutungsende werden diese Kosten nur einmalig einbezogen. Bei der Konditionierung des Wassers, das aus den Tagebauseespeichern in die Vorflut eingeleitet wird, treten diese Kosten ab dem Flutungsende kontinuierlich auf. Hinsichtlich der Kosten des Neutralisationsmittels wurde für 2003 ein Neutralisationsmittelpreis mit 110,0 Euro/t angesetzt (mündliche Auskunft LMBV 2002). Für die Entwicklungsrahmen A1 und B2 wurde dann gleichermaßen unterstellt, dass der Neutralisationsmittelpreis analog zur Inflationsrate ansteigt, so dass sein Preis in realen Preisen von 2003 konstant verläuft. Für die Arbeitskosten wurde analog zu den obigen Ausführungen angenommen, dass die Löhne in B2 real in Bezug auf 2003 konstant bleiben und für A1 real bis 2052 um 20 % sinken.

Komplexer als die Bewertungsfunktion sind die Berechnungen zur Transferfunktion, mit deren Hilfe auf Basis der modellierten Wasserverfügbarkeiten für die Flutungswasserbereitstellung der Tagebauseen im Zeitablauf berechnet wird, welche Mengen von Neutralisationsmittel notwendig sind, um die Seen zu neutralisieren. Im Gegensatz zu der Bewertungsfunktion muss bezüglich der Transferfunktion hinsichtlich der einmaligen und kontinuierlichen Konditionierung unterschieden werden.
Für die einmalige Konditionierung eines Tagebausees wird der Konditionierungsmittelbedarf auf Basis des Säuregehaltes des Sees nach Flutungsabschluss ermittelt, der wiederum bestimmt wird durch die Flutungsdauer und den nicht volumengebundenen Stoffeinträgen (vgl. auch obige Anmerkungen und Kap. 3.2.1). Es ergeben sich folglich zwei Transferfunktionen für diesen ersten Fall:

Transferfunktion 1a: $SG_i = Fld_i \cdot mSE_i$ (7)

wobei: SG_i: Säuregehalt des Tagebausees *i* zum Flutungsende [kmol]
Fld_i: Flutungsdauer des Tagebausees *i* [Mon]
mSE_i: mittlerer Säureeintrag des Tagebausees *i* je Monat *M* [kmol/Mon]

Transferfunktion 1b: $v_i = SG_i \cdot Neut$ (8)

wobei: v_i: spezifisch notwendige Menge von Neutralisationsmittel zur Konditionierung des Tagebausees *i* [t]
Neut: allgemein notwendige Menge an Neutralisationsmittel [t/kmol]

Das Ablaufwasser der Tagebauspeicher Lausitzer Seenkette, Lohsa II und Bärwalde in die Vorflut wird sehr wahrscheinlich sauer sein und unterliegt langfristig einem Säureeintrag. Dieser Säureeintrag ist u. a. auch von der Bewirtschaftung der Speicher abhängig. Der Neutralisierungsmitteleinsatz für diesen Fall der kontinuierlichen Konditionierung ist also auch direkt von den getätigten Abgaben aus den Speichern abhängig, sodass eine komplexe Wirkung von Dargebotssituation und Wasserbewirtschaftung vorliegt. Für eine einfache Umrechnung auf Varianten einer prognostizierten Versauerung wird die Neutralisationsmittelmenge auf einen Säuregehalt von 1 mmol/l bezogen. Durch Multiplikation der monatlichen Speicherabgaben mit dem Säuregehalt des abgegebenen Wassers können Annahmen zum monatlichen Neutralisationsmittelbedarf getroffen werden. Folgende Transferfunktionen wurden für diesen Fall verwendet (vgl. auch Kap. 3.2.1):

Transferfunktion 2a: $SG_{i,t} = Abg_{i,t} \cdot mSE_t$ (9)

wobei: $SG_{i,t}$: Säuregehalt des abgegebenen Wassers des Speichers *i* Jahr *t* [mol]
$Abg_{i,t}$: Abgabemenge im Jahr *t* [m³]
mSE_t: allgemein mittlerer Säureeintrag je Jahr *t* [mol/m³]

Transferfunktion 2b: $v_{i,t} = SG_{i,t} \cdot Neut$ (10)

wobei: $v_{i,t}$: notwendige Menge von Neutralisationsmittel zur Konditionierung der Abgaben des Speichers *i* im Jahr *t* [t]
Neut: allgemein notwendige Menge an Neutralisationsmittel [t/kmol]

Die Bewertungsergebnisse für die einzelnen Entwicklungsszenarien in Bezug auf die Kosten der Konditionierung der Tagebauseen, die auf Basis dieser ins ArcGRM integrierten Transfer- und Bewertungsfunktionen ermittelt wurden, sind in Kapitel 4.2.2 c dargestellt.

d) Nachnutzungstourismus

Wie beim Sektor Binnenfischerei wurde als Bewertungsansatz die Veränderung der zu erwartenden Gewinne der in Tourismus und Naherholung tätigen Unternehmen als Annäherung an die Veränderung der ökonomischen Wohlfahrt gewählt. Die Nachnutzung der Tagebauseen für Tourismus und Naherholung kann wie in 3.2.1 f) beschrieben erst beginnen, wenn Flutung und Konditionierung abgeschlossen sind. Der Einfluss des globalen Wandels und der verschiedenen Wassermanagementstrategien wird sich also über den vorgezogenen oder nach hinten verschobenen Beginn der Nachnutzung und damit eine früher oder später einsetzende Gewinnerzielung monetär ausdrücken.
Die Transferfunktion leistet im ersten Schritt die Bestimmung des Monats *M* im Jahr *t*, in dem die Flutung abgeschlossen ist. Es wird angenommen, dass die wirtschaftlich relevante Nachnutzung erst mit dem Beginn der nächsten Badesaison beginnt und die Konditionierung so rechtzeitig begonnen wird, dass sie ebenfalls mit dem Flutungsende bzw. dem Beginn der nächsten Badesaison abgeschlossen ist.

Transferfunktion 1: $V_{i,Mt} = 1$ bei $F_{i,Mt} \geq 1$ (11)

sonst $V_{i,Mt} = 0$

mit:

$$F_{i,Mt} = \frac{Vol_{i,Mt-1} + GW_{i,Mt} + OW_{i,Mt} - Verd_{i,Mt}}{Vges_i} \quad (12)$$

wobei:

$V_{i,Mt}$:	Dummy-Faktor zum Abschluss der Flutung für Tagebausee *i* im Monat *M* des Jahres t [-]
$F_{i,Mt}$:	Anteilige Füllung des Tagebausees *i* im Monat *M* des Jahres t [-]
$Vol_{i,Mt}$:	Volumen der Füllung des Tagebausees *i* im Monat *M* des Jahres t [hm^3]
$GW_{i,Mt}$:	Grundwasserneubildung des Tagebausees *i* im Monat *M* des Jahres t [hm^3]
$OW_{i,Mt}$:	Oberflächenwasserzufluss des Tagebausees *i* im Monat *M* des Jahres t [hm^3]
$Verd_{i,Mt}$:	Verdunstung aus dem Tagebausees *i* im Monat *M* des Jahres t [hm^3]
$Vges_i$:	Gesamt zu füllendes Volumen des Tagebausees *i* [hm^3]

Am Jahresende erfolgt die Abfrage, ob der Tagebausee in diesem Jahr gefüllt wurde:

$V_{i,Mt} = 1$ oder $V_{i,Mt} = 0$

Wurde der Tagebausee in diesem Jahr gefüllt ($V_{i,Mt} = 1$), so wird ab dem nächsten Jahr ein Gewinn aus Tourismus berechnet. Es wird davon ausgegangen, dass nach einer Anlaufphase von 10 Jahren eine Gewinnhöhe erreicht wird, die ab dann inflationsbereinigt stabil bleibt.

Dieses Vorgehen steht in Übereinstimmung mit der dieser Gewinnabschätzung zu Grunde liegenden Studie von ECKART-MONTANCONSULT UND PLANUNG/IBA FÜRST-PÜCKLER-LAND (2002). Während der Anlaufphase bis zum Erreichen des Endgewinns wird die Gewinnentwicklung als linear angenommen (13).

Transferfunktion 2:

für $0 \leq NJ_i \leq 10$ gilt $$a_{i,t} = \tfrac{1}{10} \cdot NJ_i \qquad (13a)$$

für $NJ_i > 10$ gilt $$a_{i,t} = 1 \qquad (13b)$$

wobei: $a_{i,t}$: Faktor zur Berechnung des linearen Anstieges des Tourismusgewinns [-]

NJ_i: Nachnutzungsjahre in laufenden Zahlen

Bewertungsfunktion: $$GT_{i,t} = (a_{i,t} \cdot U_{i,K} \cdot Fl_i \cdot u) \cdot (1+r)^{-t+1} \qquad (14)$$

wobei: $GT_{i,t}$: Gegenwartswert des Tourismusgewinns am Tagebausee *i* im Jahr *t* [EURO]

$U_{i,K}$: Umsatz eines Tagebausees *i* der Seekategorie K pro Hektar [EURO/ha]

Fl_i: Fläche des Tagebausees *i* [ha]

u: Umsatzrendite [%]

Für die wichtigen Seen der Erweiterten Restlochkette (ERLK – Lausitzer Seenkette) im Untersuchungsgebiet liegt eine aktuelle Studie über eine mögliche Entwicklung des Tourismussektors vor (ECKART-MONTANCONSULT UND PLANUNG/IBA FÜRST-PÜCKLER-LAND 2002). Sie nimmt eine Abschätzung der Bruttoumsätze aus Tagesausflügen und Beherbergung für einzelne Seen vor. Die Analyse der Studie zeigte zwei Gruppen von Seen: (1) wirtschaftlich intensiv genutzte Seen (z. B. mit Bootsverleih und Ferienunterkünften) mit jährlichen Umsätzen um die 10.000 Euro je ha Seenfläche und (2) Badeseen mit jährlichen Umsätzen von um die 6.000 Euro je ha Seenfläche. Im Untersuchungsgebiet werden über die ERLK hinaus weitere Badesseen aber auch reine Landschaftsseen (ohne Badebetrieb) entstehen, wobei für letztere ein Umsatz von 1.000 Euro/ha*a angenommen wurde. Für den Speicher Lohsa II, dessen Wasserstand durch die Bewirtschaftung als Speicher stark schwankt, wurde ein Umsatz von Null angenommen, da davon auszugehen ist, dass sich unter den unsicheren Bedingungen keine Unternehmen ansiedeln. Über Annahmen zu Umsatzrenditen wurden schließlich die jährlichen Gewinne je See ermittelt. Die Gewinne der Seen wurden entsprechend der Modellierung im ArcGRM zusammengefasst, z. B. zur Seengruppe Seese/Schlabendorf und mit der oben dargestellten Bewertungsfunktion in das ArcGRM integriert. Entsprechend konnte für jedes Jahr der Gewinn für jede(n) See(ngruppe) modelliert werden.

Hinsichtlich der Konsumentenseite, die den Erholungsnutzen der zukünftigen Tagebauseen betrifft, wurde auch hier – ähnlich wie beim Sektor Binnenfischerei – eine sehr elastische Nachfrage unterstellt. Diese Annahme wurde aufgrund des Tatbestandes getroffen, dass bereits mehrere Seen in der Region existieren, die für die Bewohner der Region in erreichbarere Nähe sind und für Erholungszwecke zur Verfügung stehen (z. B. Spremberger See, Talsperren Bautzen und Quitzdorf). In Bezug auf überregionale Besucher wurde konstatiert, dass mit dem Spreewald und der Mecklenburgischen Seenplatte sehr gute touristische Alternativziele in der weiteren Umgebung existieren. Daher wurde insgesamt davon ausgegangen, dass es bei den Erholungssuchenden zu keiner bedeutsamen Veränderung in der Wohlfahrtsposition kommen wird.[4]

Für den Entwicklungsrahmen wurden für B2 die als gering zu bewertenden Umsätze der zu Grunde liegenden Studie angesetzt. Sie liegen etwa bei einem Drittel der Umsätze, die im Fränkischen Seenland erzielt werden. Für den Entwicklungsrahmen A1 wurde pauschal der dreifache Umsatz und damit in etwa ein mit dem Fränkischen Seenland vergleichbares Umsatzniveau angenommen. Ähnlich wie bei der Braunkohleverstromung ergab die Operationalisierung und Regionalisierung der sozio-ökonomischen Entwicklungsrahmen kein eindeutiges Ergebnis, da sich sowohl im Globalisierungs- und Liberalisierungsentwicklungsrahmen A1 und als auch im Regionalisierungs- und Umweltentwicklungsrahmen B2 Trends zeigten, die für und gegen eine bessere Entwicklung des Tourismus an den Tagebauseen sprechen. So führt beispielsweise die höhere Prosperität der Wirtschaft im A1-Entwicklungsrahmen zu höheren verfügbaren Einkommen im Elbeeinzugsgebiet mit entsprechenden Mehrausgaben für Freizeit, während ebenso für den B2-Entwicklungsrahmen eine stärkere Hinwendung zum Urlaub in der Region zu postulieren ist und damit für beide Entwicklungsrahmen eine gleichgerichtete Entwicklung in der Region anzunehmen wäre. Die Zuordnung der verschiedenen Umsatzentwicklungen ist entsprechend dieser Argumentation kontingent. Die Spreizung in Bezug auf die Gewinnentwicklung zwischen den Entwicklungsrahmen ist daher mehr als Sensibilitätsanalyse zu verstehen, als Operationalisierung der Entwicklungsrahmen. Angesichts der hohen Unsicherheit bezüglich der Abschätzung dieses im Entstehen begriffenen Sektors, für den wenige Vergleichsmöglichkeiten bestehen, wurde die Sensibilitätsanalyse noch auf verschiedene Umsatzrenditen erweitert. Für B2 wurden 2 % und für A1 5 % angenommen. Diese Annahmen sind sehr optimistisch. Zur Überprüfung der Sensitivität der Ergebnisse auf geringere Renditen wurden zusätzlich für B2 eine Rendite von 0 % und für A1 von 2 % getestet. Die Annahme einer Umsatzrendite von 0 % ist für Gastronomie und Beherbergung durchaus angemessen, da zeitweise sogar negative Umsatzrenditen verzeichnet werden. Angesichts der dennoch bestehend bleibenden Arbeitsplätze ist auch ein „gewinnloser“ Tourismussektor zu betrachten.

[4] Anders wurden die Effekte einer veränderten Wasserverfügbarkeit für den Spreewald eingeschätzt, der bereits heute als Touristenmagnet gilt. Zur Ermittlung der Erholungsnutzenveränderungen durch veränderte Wasserstände im Spreewald wurde im Teilprojekt zum Spreewald eine Reisekostenuntersuchung durchgeführt, um die monetäre Wertschätzung dieses Feuchtgebietes zu ermitteln.

4.2.2 Bewertungsergebnisse nach Bewertungsmodulen

In diesem Kapitel werden die Entwicklungsszenarien-Ergebnisse der monetär bewerteten Effekte, die in Kapitel 3.2.1 qualitativ beschrieben und in Kapitel 4.2.1 mit quantitativen Bewertungs- und Transferfunktionen versehen wurden, präsentiert. Es handelt sich dabei um die Ergebnisse, die aufgrund der integrierten Vorgehensweise bei der wasserwirtschaftlichen Modellierung und der ökonomischen Bewertung zeitgleich beim Modellieren mit dem ArcGRM berechnet wurden. Ähnlich wie für die wasserwirtschaftlichen Ergebnisse Wasserverfügbarkeiten ermittelt wurden, liegen somit für die ökonomischen Wirkungen dieser Wasserverfügbarkeiten Werte für die monetären Wohlfahrtseffekte vor. Nachfolgend werden die Ergebnisse für die relevanten Wirkungsbereiche Binnenfischerei, Wasserbereitstellung, Konditionierung der Restseen und Nachnutzungstourismus präsentiert. Dabei handelt es sich bei den Ergebnissen, wie unter 4. bereits erläutert, um Mittelwerte.
Vor der Präsentation der Bewertungsergebnisse möchten wir nochmals explizit auf ihren Stellenwert im Rahmen des Entscheidungsunterstützungsverfahrens IMA eingehen. Die berechneten Werte beruhen u. a. auf den Operationalisierungen der Storylines A1 und B2 für die Untersuchungsregion. Hierzu sind in vielfältiger Weise – wie an verschiedenen Stellen in diesem Endbericht beschrieben – ad-hoc-Annahmen zu treffen gewesen, die die ermittelten Zahlenwerte wesentlich bestimmen. Dieser Umstand ist bei der Bewertung der nachfolgenden Ergebnisse zu beachten.

a) Binnenfischerei

Zur Darstellung der Szenarienergebnisse in Bezug auf die Binnenfischerei in ihren verschiedenen Facetten werden im Folgenden vier Abbildungen gezeigt und interpretiert. Die erste Abbildung zeigt die Gewinnentwicklung in Millionen realen Euro von 2003 für die regionale Binnenfischerei für die Handlungsstrategien im Entwicklungsrahmen B2 mit stabilem Klima im Betrachtungszeitraum 2003-2052 – einmal ohne Diskontierung und einmal mit Diskontierung bei 2 %. Zwei Aspekte werden in dieser Abbildung deutlich. Erstens ist zu konstatieren, dass sich der inflationsbereinigte Gewinn des Sektors, der in der Ausgangsperiode 2003 ein Niveau von etwa 2,5 Millionen Euro aufweist, im Entwicklungsrahmen B2 positiv entwickelt. Dies zeigen die beiden Linien mit 0 % Diskontrate. Der Grund dafür liegt in der optimistischen Annahme zu diesem Entwicklungsrahmen, dass sich angesichts einer weiterhin subventionierten und geschützten Produktion die Preise erhöhen werden, sodass bei mehr oder weniger stabil bleibenden Fischerträgen erhöhte Gewinne erzielt werden können. Gleichzeitig wird deutlich, dass sich eine derartig positive Entwicklung für den Sektor unter Anwendung einer gemäßigten Diskontrate von 2 % zur Ermittlung der Gegenwartswerte der jeweiligen Jahresgewinne eher negativ darstellt.

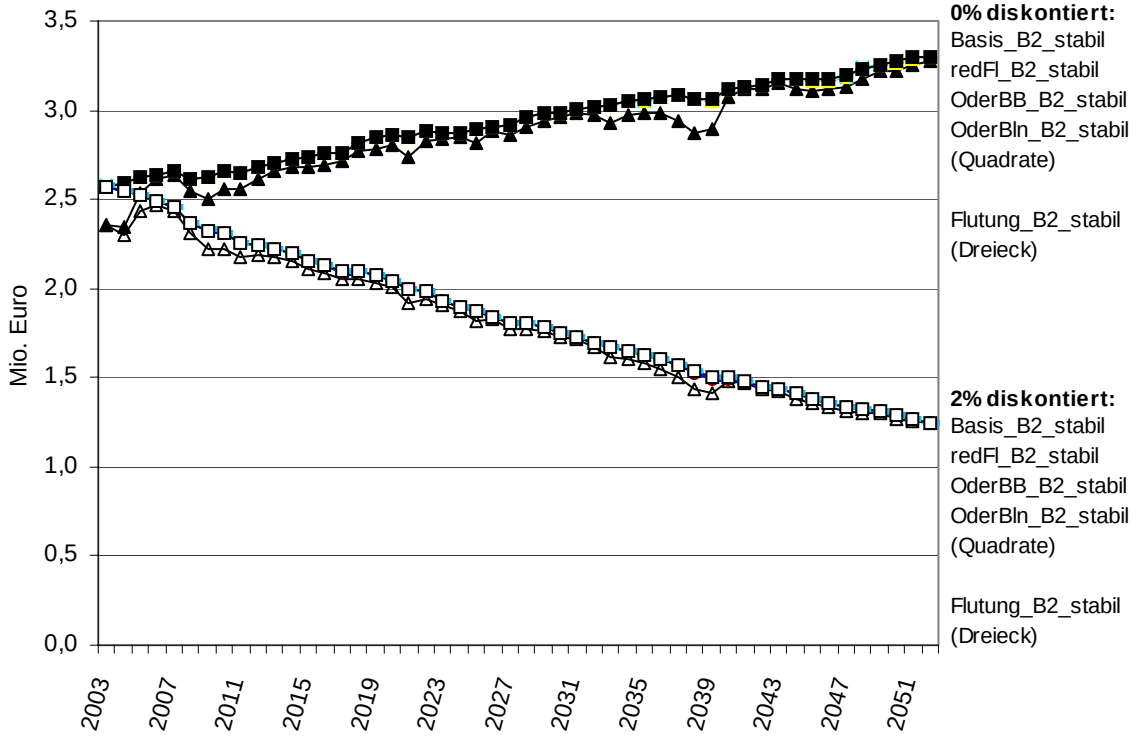

Abb. 4-1: Gewinnentwicklung im Binnenfischereisektor in Mio. Euro (real, 2003) unter dem Entwicklungsrahmen B2_stabiles Klima mit zwei Diskontraten (0%, 2%)

Die Diskontierung ist in diesem Fall aus ökonomischer Sicht unbestritten anzuwenden, da die Erzielung eines Gewinns in einem frühen Jahr für den Binnenfischereisektor vorteilhafter ist als die Erzielung zu einem späterem Zeitpunkt, da die frühere Gewinnerwirtschaftung Zinsvorteile erbringt. Zweitens lässt sich bezüglich der fünf verschiedenen Handlungsstrategien zur Wasserbewirtschaftung konstatieren, dass vier von ihnen relativ gleich auf die Binnenfischerei wirken (siehe die Linien, die mit dem Quadrat gekennzeichnet sind), während die Strategie zur prioritären Flutung der Tagebauseen im Sektor der Binnenfischerei deutliche Wasserverfügbarkeitsprobleme induziert und entsprechende Gewinneinbußen mit sich bringt. Diese Gewinneinbußen liegen im Mittel bei 2-3 %, sie betreffen aber die einzelnen Binnenfischereistandorte unterschiedlich stark.

Abbildung 4-2 zeigt diskontierte Gewinnverläufe der Binnenfischerei für die Handlungsstrategien Basis und Flutung (wobei Basis auch die Verläufe für die restlichen Strategien repräsentiert) für die Entwicklungsrahmen B2 mit stabilem Klima und B2 mit Klimawandel.

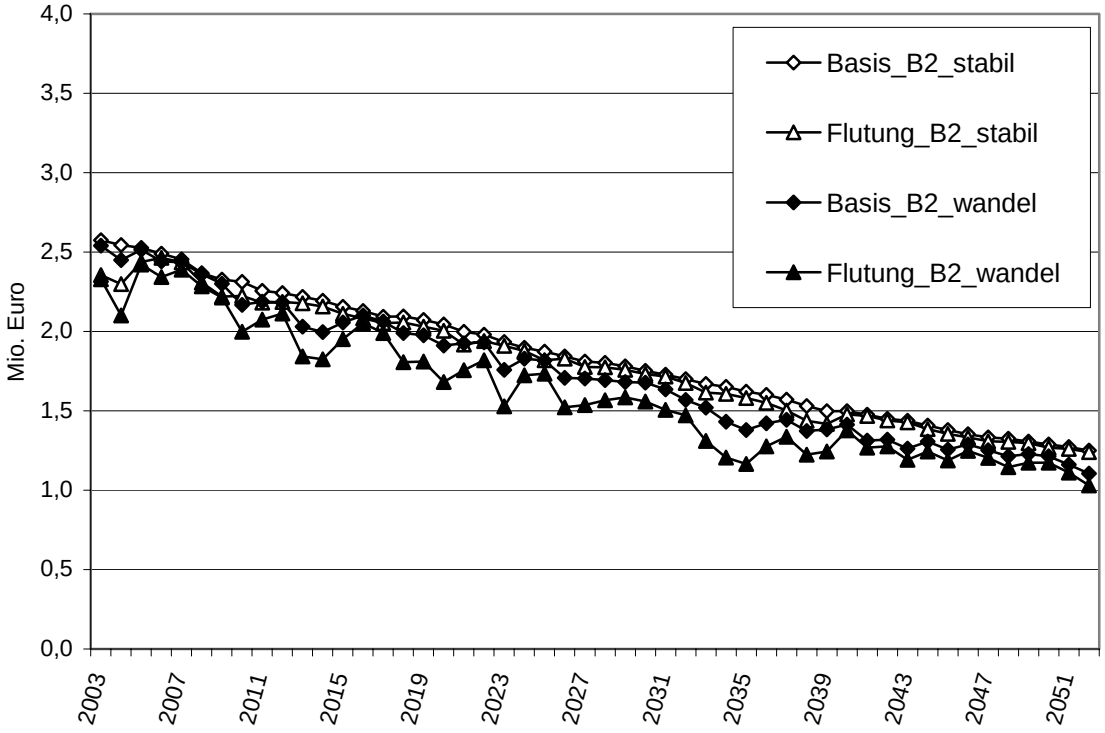

Abb. 4-2: Gewinnverlauf im Sektor Binnenfischerei in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate unter den Bedingungen der Entwicklungsrahmen B2_stabil und B2_wandel für die Handlungsstrategien Basis und Flutung

Diese Abbildung verdeutlicht, dass der unterstellte Klimawandel zusätzliche Gewinneinbußen für die Binnenfischerei bewirkt, die höher sind als die Einbußen durch die Strategie einer prioritären Tagebauseeflutung. Vergleicht man die klimabedingten Einbußen der Basisstrategie, so liegen die jährlichen Einbußen im Mittel bei etwa 5 %, der Vergleich bei der Flutungsstrategie erreicht sogar mittlere Gewinnabschläge bis zu zehn Prozent. Der Klimawandel stellt für die Binnenfischerei daher ein deutlich größeres Problem dar als die Wasserbewirtschaftungsstrategie prioritäre Flutung. Zusammen genommen würde die Binnenfischerei durch Klimawandel und die Strategie prioritäre Flutung schwer getroffen – mit jährlichen mittleren Einbußen von 12 %.

Abbildung 4-3 fügt nun zu den Gewinnverläufen der Abbildung 4-2 noch die entsprechenden Verläufe der A1-Entwicklungsrahmen hinzu, um nicht nur die Wirkung des Klimawandels, sondern auch des sozioökonomischen Wandels in die Ergebnisinterpretation einzubeziehen.

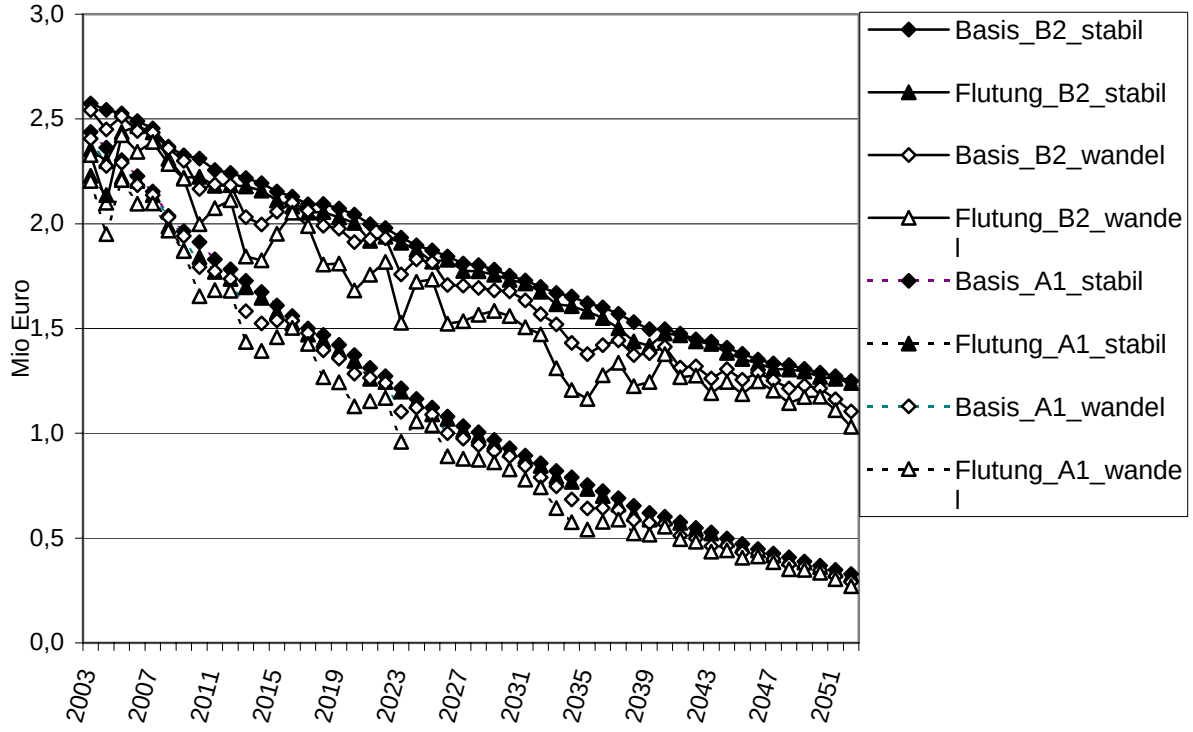

Abb. 4-3: Wirkungen des globalen Wandels auf den Gewinnverlauf der Binnenfischerei in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate – Darstellung der Handlungsstrategien Basis und Flutung für alle vier Entwicklungsrahmen

Während sich die Wirkungen der Strategie Flutung und des Klimawandels analog zur Abb. 4-2 auch in den Gewinnverläufen der A1-Entwicklungsrahmen widerspiegeln – und auch in etwa in der gleichen Größenordnung bei den Gewinneinbußen – sticht deutlich ins Auge, dass sämtliche A1-Gewinnverläufe deutlich geringer ausfallen als im B2-Fall. Der Grund dafür liegt in den sozioökonomischen Annahmen zu den A1-Entwicklungsrahmen – insbesondere in sinkenden Subventionen und sinkenden Fischpreisen durch verschärfte Wettbewerbsbedingungen. Vergleicht man die Szenarien Basis_B2_stabil und Basis_A1_stabil – und isoliert damit die potentielle Wirkung des sozioökonomischen globalen Wandels von B2 auf A1 auf die Binnenfischerei – ergeben sich mittlere Differenzen in den Gewinnverläufen von 38 %. Bezieht man die Wirkungen des Klimawandels noch ein (Vergleich der Szenarien Basis_B2_stabil und Basis_A1_wandel), so können die möglichen Gesamtwirkungen des globalen Wandels sogar 41 % Gewinneinbußen für die Binnenfischerei betragen. Fügt man letztlich noch die Wirkungen des für die Binnenfischerei ungünstigen Flutungsszenarios hinzu, wird ein Gewinnabschlag von 45 % erreicht. Der globale Wandel und Änderungen in den Wasserbewirtschaftungsprioritäten könnten zusammen also fast eine Halbierung der Gewinne der Binnenfischerei im Verlauf der kommenden 50 Jahre induzieren.

Dieses Bild wird letztlich durch Abbildung 4-4 bestätigt, in dem die aggregierten diskontierten Gewinne von 2003-2053 der Binnenfischerei für alle 20 Entwicklungsszenarien gezeigt sind. Von den vier Handlungsstrategien wirkt sich in allen Entwicklungsrahmen nur die Strategie prioritäre Flutung in der Tendenz her anders bzw. negativ aus. Die negative Wirkung über 50 Jahre summiert sich dabei – mit Abweichungen bei den Entwicklungsrahmen – auf 1,6 bis 6 Millionen realen Euro von 2003, das sind bis zu 2,5 Sektorjahresgewinne aus dem Jahr 2003. Die absolute Wirkung des Klimawandels (Vergleich B2_stabil und B2_wandel bzw. A1_Stabil und A1_wandel) beziffert je nach betrachteter Handlungsstrategie der Wasserwirtschaft den Gewinnausfall auf 3-9 Millionen Euro – also etwa auf 1-3,5 Sektorjahresgewinne aus 2003. Der angenommene sozioökonomische Wandel weist schließlich eine Differenz von 30-35 Millionen Euro in den Gewinnverläufen der A1- und B2-Entwicklungsrahmen auf – das entspricht dem Verlust von bis zu 14 Sektorjahresgewinnen aus dem Jahr 2003.

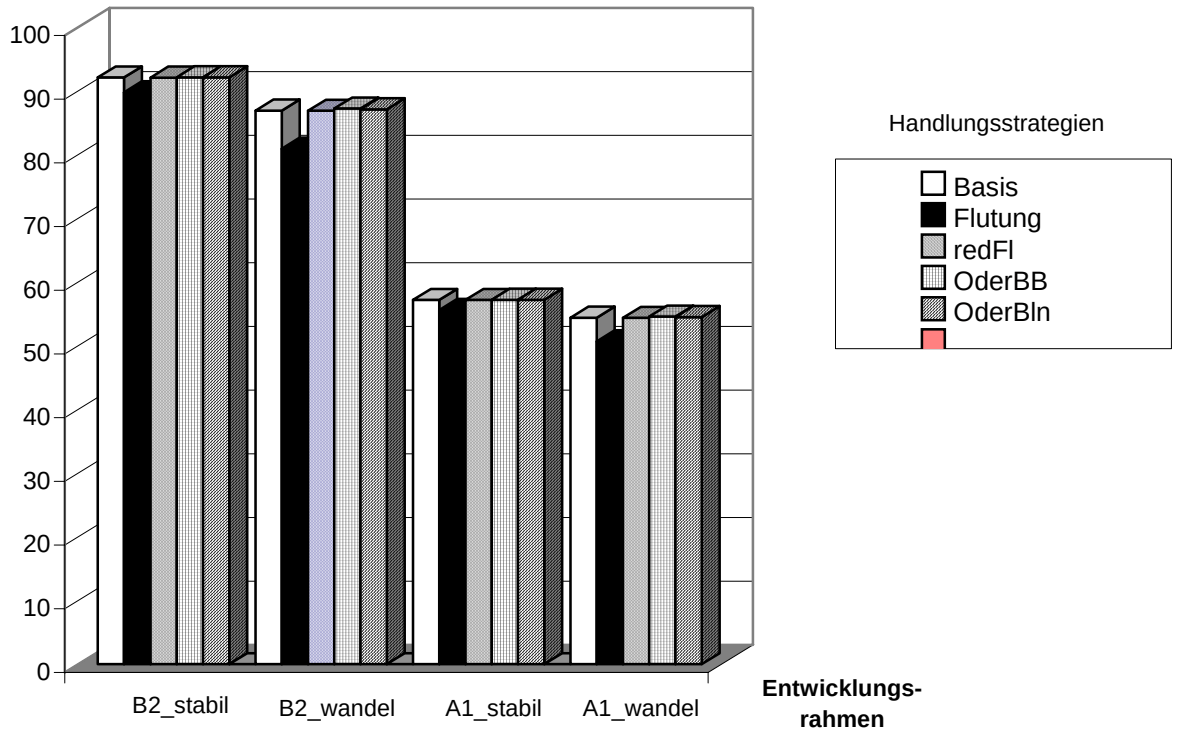

Abb. 4-4: Über 50 Jahre aggregierte Gewinne des Binnenfischereisektors für die 20 Entwicklungsszenarien in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

b) Wasserbereitstellung

Die wesentlichen Ergebnisse zur Wasserbereitstellung werden nachfolgend mit 3 Abbildungen vorgestellt. Abbildung 4-5 zeigt den Verlauf der mit 2 % diskontierten Wasserbereitstellungskosten über den Betrachtungshorizont 2003-2052 für die Entwicklungsrahmen B2_stabil und B2_wandel.

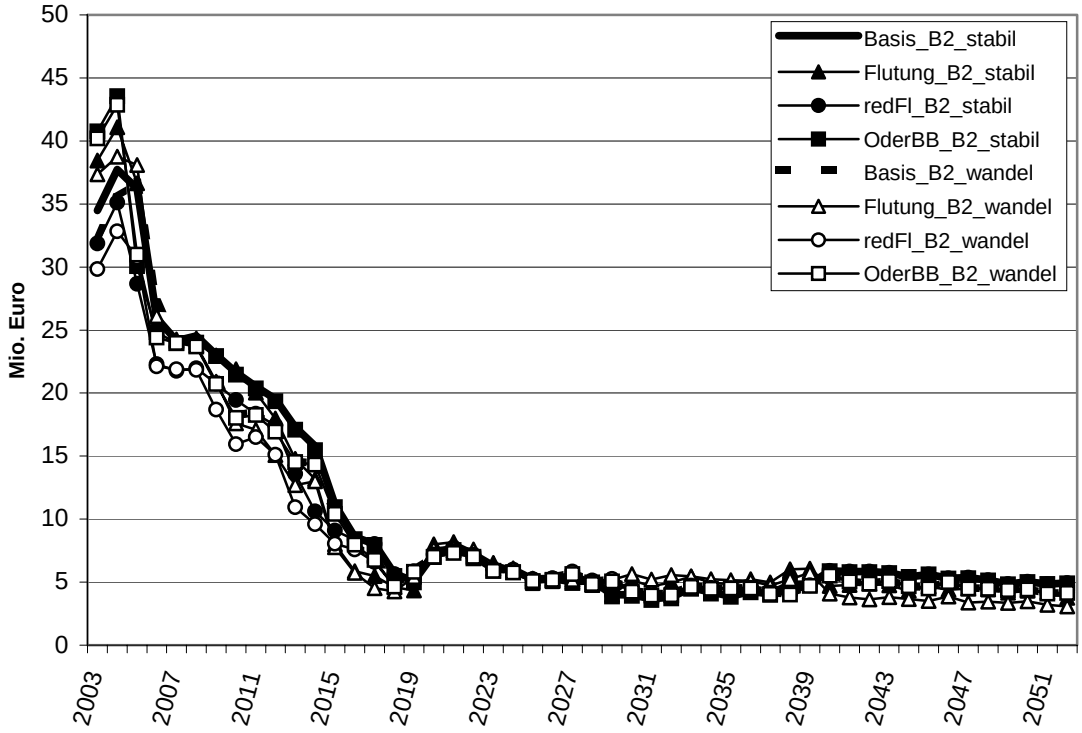

Abb. 4-5: Kostenverläufe zur gesamten Wasserbereitstellung für die Entwicklungsszenarien der Entwicklungsrahmen B2_stabil und B2_wandel, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

Die Form des Kostenverlaufs ist für alle Entwicklungsszenarien sehr ähnlich. Der Großteil der Wasserbereitstellung und der damit verbundenen Kosten fällt bis 2020 für die Flutung der bereits stillgelegten Tagebaue an. Danach beginnen Flutungen für Tagebaue, in denen heute noch aktiv Kohle abgebaut wird, während die öffentliche Wasserwirtschaft Speicher bewirtschaftet und weiterhin Wasser aus Fremdgebieten überleitet. Vergleicht man die Entwicklungsszenarien mit und ohne Klimawandel, so fällt auf, dass die Kosten bei verändertem Klima bis 2020 deutlich niedriger liegen. Dieser Umstand erklärt sich durch die Tatsache, dass selbstverständlich bei nicht verfügbarem Wasser auch weniger Wasser bereitgestellt wird und daher die Bereitstellungskosten geringer sind. Als Nebeneffekt dieser „Kosteneinsparung" stellt sich dann aber in den Tagebauseen eine schlechtere Wasserqualität ein, die erhöhte Konditionierungsanstrengungen erfordert (vgl. unten Abschnitt c).

Schließlich deutet diese Abbildung bereits an, dass in der Wasserbereitstellung hohe potentielle Kosteneinsparungen möglich sind. Einerseits liegt das Niveau der *jährlichen* Kosten bis 2010 bei 20-45 Millionen realen Euro von 2003 – das ist um einen Faktor 10-40 höher als das

Jahresgewinnniveau der Binnenfischerei. Andererseits belaufen sich allein die *jährlichen* Differenzen zwischen den einzelnen Kostenkurven auf 5-10 Millionen Euro.

Die folgende Abbildung 4-6 wirft besonderes Licht auf die Kostenverläufe ausgewählter Entwicklungsszenarien in Bezug auf die involvierten Akteure der Wasserbereitstellung. Hierbei zeigt sich, dass die LMBV bis 2020 einen großen Kostenblock auf sich vereinigt, da sie für die Flutung der stillgelegten ehemaligen staatlichen Tagebaue verantwortlich ist. Immerhin bewegen sich jedoch die Ausgaben der öffentlichen Wasserwirtschaft auch auf einem Jahresniveau von bis zu 5 Millionen Euro, ebenso wie die privatwirtschaftlichen Wasserbereitstellungsausgaben nach 2020, das sind die Kosten die Vattenfall Europe für die Flutung der heute noch von ihr betriebenen Tagebaue trägt. Bezogen auf die Basisstrategie der Wasserwirtschaft im Entwicklungsrahmen B2_stabil kann konstatiert werden, dass die LMBV den Löwenanteil der Wasserbereitstellung mit etwa 57 % der Gesamtkosten (in Gegenwartswert) bis 2052 trägt, danach folgen die öffentliche Wasserwirtschaft mit 25 % und die privatwirtschaftliche Vattenfall Europe mit 17 %. Da es für eine ökonomische Gesamtbewertung der Entwicklungsszenarien unerheblich ist, welcher Akteur zu welchem Zeitpunkt für die Wasserbereitstellung zuständig ist, werden Wasserbereitstellungskosten im Folgenden hauptsächlich als Gesamtkostenblock betrachtet.

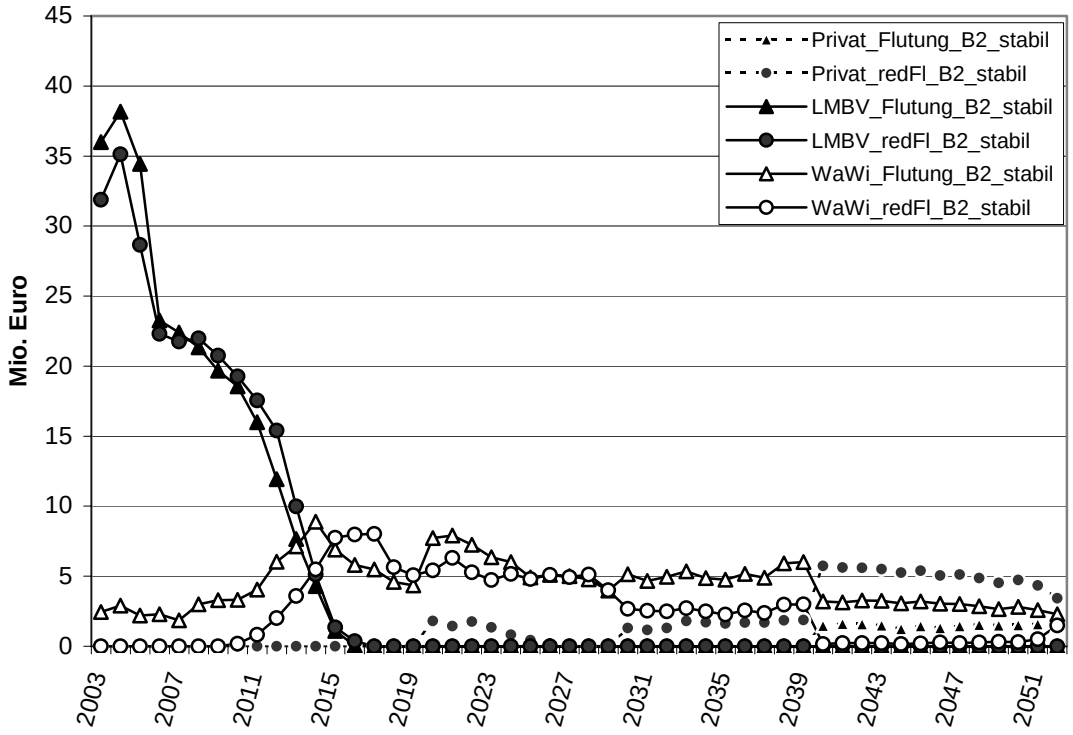

Abb. 4-6: Kostenverläufe der Wasserbereitstellung für ausgewählte Entwicklungsszenarien nach Akteuren, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

Die letzte Abbildung zur Wasserbereitstellung zeigt schließlich die aggregierten Gesamtkosten über die Jahre 2003-2052 für alle Entwicklungsszenarien. Die Balken für die Kosten zeigen nach unten, um zu veranschaulichen, dass Kosten eine negative Wohlfahrtsimplikation haben. An dieser Abbildung lassen sich vier interessante Aspekte verdeutlichen.

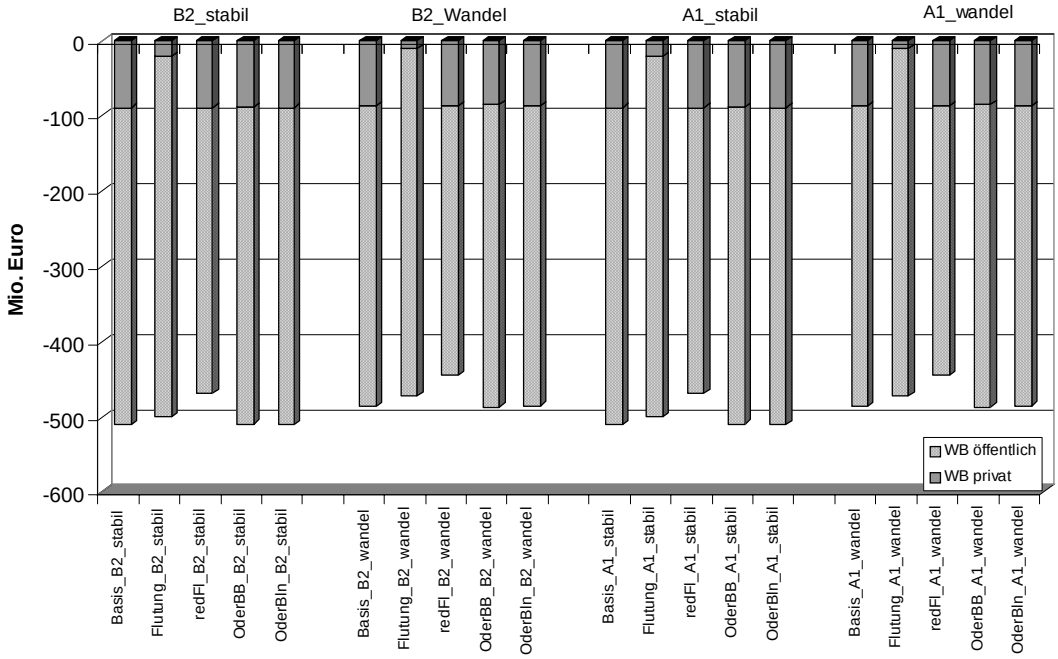

Abb. 4-7: Über 50 Jahre aggregierte Kosten der Wasserbereitstellung für die 20 Entwicklungsszenarien in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

Erstens zeigt sich in allen Entwicklungsrahmen, dass die Strategie reduzierte Fließe aus Sicht der Wasserbereitstellungskosten am günstigsten ist, es folgt die Strategie der prioritären Flutung der derzeit zu Sanierung anstehenden Tagebaue bis 2020 und danach auf ähnlichem Niveau die Basisstrategien sowie die Überleitungsstrategien.[5] Das Einsparpotential der Strategie reduzierte Fließe beläuft sich bis 2052 im Vergleich zur Basisstrategie in allen Entwicklungsrahmen auf etwa 41 Millionen Euro (inflationsbereinigt und diskontiert mit 2 %). Das Einsparpotential einer prioritären Flutung liegt immerhin noch zwischen 10-14 Millionen Euro. Das sind Werte, die die Belastungen oder Gewinne bei anderen Nutzern deutlich übersteigen. Damit wird klar, dass aus ökonomischer Sicht die Wasserbereitstellungskosten eine bedeutsame Rolle in der abschließenden Bewertung spielen.

Zweitens ist zu konstatieren, dass es keine Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Entwicklungsrahmen von A1 und B2 gibt. Das ist auf den Umstand zurückzuführen, dass für beide Fälle von gleichen Wasserbereitstellungstechnologien und –kosten ausgegangen wurde. Unsicherheitsbereiche lassen sich in diesem Fall besser über pauschale plus-minus-10 %

[5] Zu den Überleitungsstrategien Oder-Malxe und Oder-Spree ist an dieser Stelle nochmals anzumerken, dass für diese Strategien mangels fehlender Daten keine Kostendaten einbezogen wurden, sodass hier lediglich von Nullkosten-Überleitungsaktivitäten ausgegangen wird. Würden diese Kosten einbezogen, so wären die Strategien zur Wasserüberleitung aus Sicht der Wasserbereitstellungskosten mit Abstand am kostenintensivsten.

Schwankungsbreiten berücksichtigen als über äußerst hypothetische Annahmen zu den Pumptechniken der Zukunft und ihre Kosten.
Drittens ist anzumerken, wie oben bereits erwähnt, dass der Klimawandel kostensenkend wirkt. Die Lösung dieser Frage liegt in der verringerten Wasserverfügbarkeit, die nur geringere Wasserbereitstellungen möglich macht. Dieser Kostensenkungseffekt darf jedoch nicht pauschal als vorteilhaft gewertet werden, da mit geringeren Wasserverfügbarkeiten auch schlechtere Wasserqualitäten einhergehen. Diese Aspekte werden in dieser Analyse durch die Konditionierungsteilkosten sowie durch die Kriterien zum ökologischen Mindestabfluss abgedeckt.
Viertens ist abschließend noch auffällig, dass der Anteil der privatwirtschaftlichen Wasserbereitstellung überall in etwa ähnlich ist, nur deutlich geringer bei der Flutungsstrategie. Dieser Aspekt erklärt sich aus der Tatsache, dass die Strategie prioritäre Flutung lediglich die Flutung der zurzeit zur Sanierung anstehenden Tagebaue bis 2020 betrifft, nicht aber die Tagebaue, die erst nach 2020 von den privatwirtschaftlichen Akteuren geflutet werden. Diese Seen schneiden bei dieser Strategie eher schlechter ab, da sie in der Wasserbereitstellungsprioritätenliste sehr weit hinten stehen. Wegen einer geringen Wasserverfügbarkeit für die Flutung dieser Seen ist daher der Anteil der privatwirtschaftlichen Tagebauseeflutung an den Gesamtwasserbereitstellungskosten in diesem Szenario vergleichsweise gering.

c) Konditionierung der Tagebauseen

Die Ergebnisse zur monetären Bewertung der Konditionierung der Tagebauseen durch einmalige bzw. kontinuierliche Konditionierung bei Seen mit Ablauf in die Vorfluter werden in diesem Abschnitt mittels 3 Abbildungen präsentiert. Abbildung 4-8 zeigt Gesamtkostenverläufe der Konditionierung für die Strategien im Entwicklungsrahmen B2_stabil.
Die Handlungsstrategie Oder-Berlin wurde hierbei ausgelassen, da sie sich weitgehend deckungsgleich mit der Überleitungsvariante Oder-Brandenburg zeigte. Auffällig in den Kurvenverläufen sind die sehr erratischen Ausschläge der Kurven bis 2020 und ihr konvergierender Verlauf im Anschluss. Die Jahre bis 2020 werden in den Kostenverläufen hauptsächlich bestimmt durch die sukzessive Konditionierung von Einzelseen. Da der Zeitpunkt des Flutungsabschlusses in den Entwicklungsszenarien unterschiedlich ist, findet die Konditionierung und damit entsprechend die Kostenbelastung zu zeitlich verschobenen Zeitpunkten statt. Dadurch ergibt sich das Bild mit den vielen verschiedenen Peaks. Die unterschiedliche Anzahl der markanten Peaks in den verschiedenen Entwicklungsszenarien erklärt sich dadurch, dass bei manchen Szenarien die Konditionierung einiger Seen zeitlich zusammen fällt (z. B. bei Basis), bei anderen dagegen nicht. Diese Aspekte lassen sich am Beispiel des Szenarios Flutung gut darstellen: zu Beginn weist es einen hohen Peak auf, der sich aus der Überlagerung verschiedener Konditionierungsaktivitäten ergibt, im Anschluss liegen die Peaks dieses Szenarios zeitlich vor denen der anderen Szenarios und zudem sind die Peaks deutlich geringer. Der Grund dafür ist, dass eine schnellere Flutungsdauer für eine bessere Tagebauseequalität sorgt, die weniger Konditionierungsaktivitäten erfordert. In den Jahren nach 2020 kon-

vergieren die Kostenkurven der Szenarien, es finden jetzt nur noch kontinuierliche Konditionierungen statt, die sich in ihrer Höhe zwischen den Strategien kaum unterscheiden.

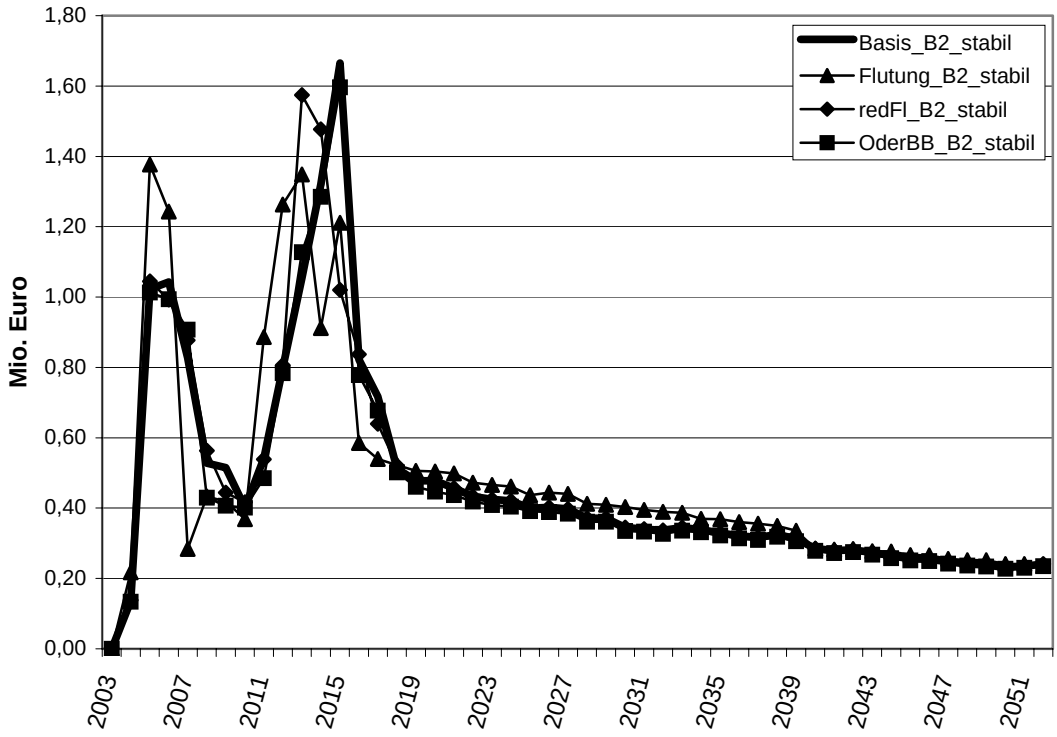

Abb. 4-8: Kostenverläufe zur Konditionierung der Tagebauseen für die Entwicklungsszenarien des Entwicklungsrahmens B2_stabil, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

Die folgende Abbildung 4-9 zeigt den Effekt des Klimawandels am Beispiel der wasserwirtschaftlichen Basisvariante in B2. Erstaunlicherweise zeigt sich hier in der Phase bis 2020, dass sich der Kostenverlauf unter den Bedingungen des Klimawandels günstiger zeigt als unter stabilem Klima. Der Grund dafür ist, dass sich in diesem Zeitraum im Bereich des Flussgebietes der Schwarzen Elster, in dem einige der Tagebauseen lokalisiert sind, die allgemeine Klimaerwärmung kaum niederschlagsreduzierend auswirkt, sondern im Gegenteil zu zeitlich verstärkten Niederschlägen führt. Dadurch können die Seen schneller gefüllt werden als unter Bedingungen ohne Klimawandel, so dass geringere Konditionierungskosten auftreten. Ähnlich verhält es sich auch in den anderen Entwicklungsszenarien dieses Entwicklungsrahmens. Hinsichtlich des sozioökonomischen Wandels ist zu konstatieren, dass für A1 und B2 keine unterschiedlichen Konditionierungsmethoden angenommen wurden, so dass in diesem Bereich keine Effekte des globalen Wandels ausgewiesen werden.

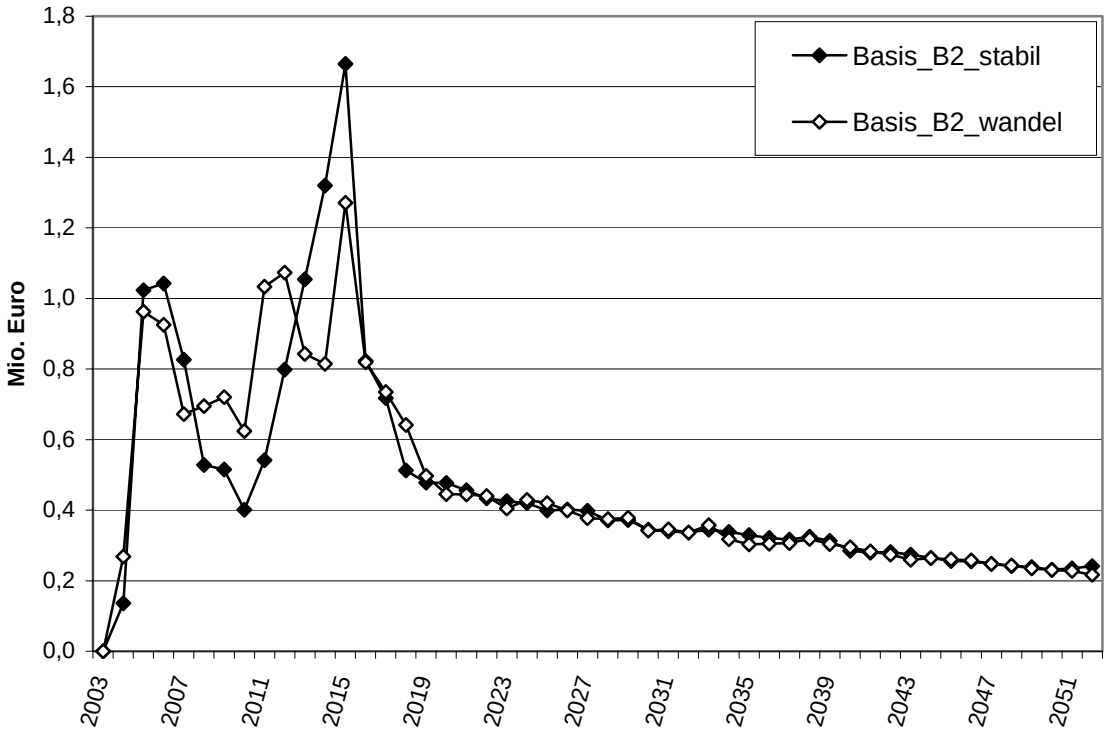

Abb. 4-9: Kostenverlauf der Konditionierung mit Einfluss des Klimawandels am Beispiel der Basisstrategie in B2, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

Abschließend werden in Abbildung 4-10 alle 20 Entwicklungsszenarien für den Bereich der Konditionierungskosten gezeigt – wobei die Kosten-Säulen differenziert sind nach Kosten für einmalige und kontinuierliche Konditionierung. Hier wird deutlich, dass sich die vier Entwicklungsrahmen in den Gesamtwerten kaum unterscheiden und die Abstände zwischen den einzelnen Handlungsstrategien sehr ähnlich sind. Wie oben schon angedeutet, zeigt sich in der kumulierten Gesamtbetrachtung über 50 Jahre, dass sich die Strategie der prioritären Flutung vergleichsweise kostengünstiger hinsichtlich der einmaligen Tagebauseenkonditionierung erweist als die anderen Strategien, die alle ein etwa gleiches Niveau aufweisen. Dieser Vorteil der Flutungsstrategie geht allerdings im Bereich der kontinuierlichen Konditionierung wieder verloren. Grund hierfür ist das frühere Flutungsende der als Speicher zu nutzenden Tagebauseen. Da der zeitliche Gewinn, besonders an der Erweiterten Restlochkette, bis zu mehreren Jahren betragen kann, wird über entsprechend längere Zeiträume aus den Speichern Wasser abgegeben, welches jedoch zuvor kostenaufwändig konditioniert werden muss. Insgesamt wird die Flutungsvariante durch diesen Kostennachteil sogar zur kostenintensivsten Strategie. Durch die frühere Verfügbarkeit von Wasser aus den Tagebauseespeichern können allerdings die ökologischen Mindestabflüsse eher mit Wasser aus diesen Speichern bedient werden. Als eher kostengünstige Variante zeigt sich die Überleitungs-Strategie OderBB, die insbesondere weniger kontinuierliche Konditionierungskosten aufweist. Insgesamt ist abschließend jedoch zu konstatieren, dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Strategien für den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren eher gering sind. So liegt der Vorteil der OderBB-Strategie gegenüber der Basisvariante gerade mal bei 0,7 Mio. Euro, während die prioritäre Flutung ins-

gesamt um 0,6 Millionen Euro ungünstiger dasteht als die Basisstrategie. Im Vergleich zu den anderen Wirkungen sind diese Werte eher gering. Es sei allerdings zu bedenken, dass hier nur die Teilkonditionierungskosten für die Versauerung der Seen betrachtet wurden und damit lediglich eine Kostenuntergrenze abgeschätzt wurde.

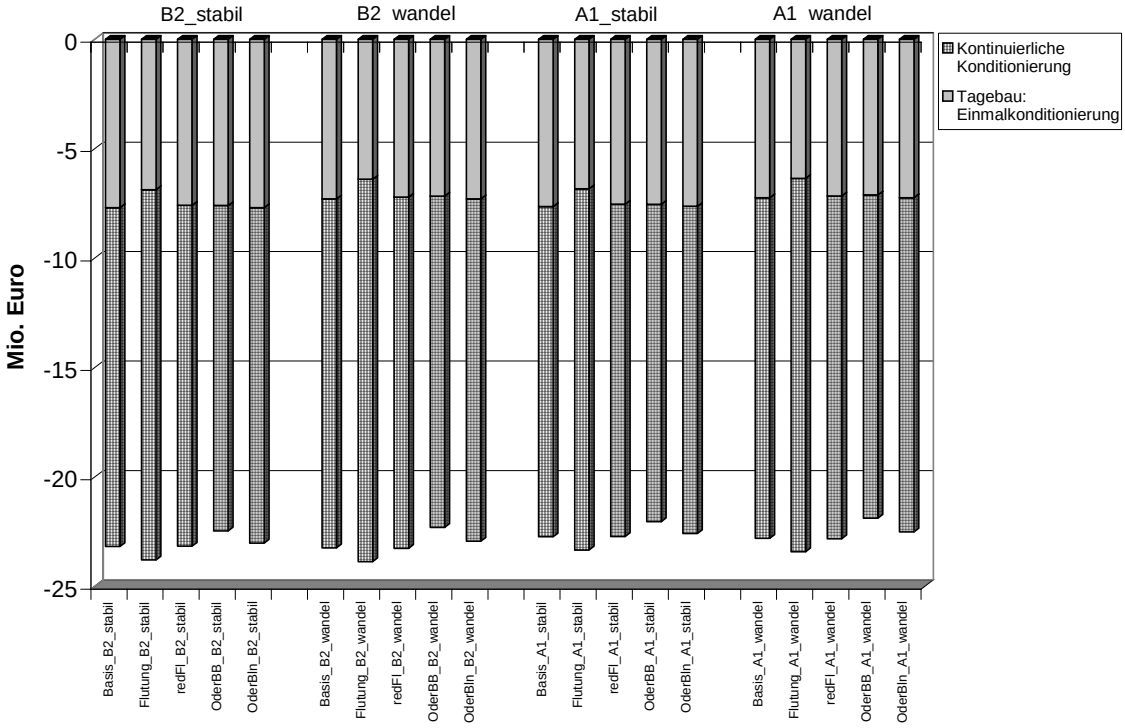

Abb. 4-10: Über 50 Jahre aggregierte Kosten der Tagebauseekonditionierung für die 20 Entwicklungsszenarien in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

d) Nachnutzungstourismus

Abbildung 4-11 zeigt den Gewinnverlauf im gesamten Sektor an allen entstehenden Seen über den gesamten Untersuchungszeitraum für ein stabiles Klima und die fünf betrachteten Handlungsstrategien für zwei Diskontraten. Es wird deutlich, dass im Zeitraum von 2005 bis etwa 2035 – je nach Szenario – ständig Seen geflutet werden und die Nachnutzung mit entsprechender Gewinnerzielung zunimmt. Nach Fertigstellung aller Seen bzw. deren voller Gewinnerzielung ab 2035 stellt sich schließlich ein konstanter realer Gewinn von knapp über 4,5 Mio. Euro pro Jahr ein. Die Seen der Tagebaue Reichwalde, Nochten und Welzow Süd werden erst nach 2050 geflutet sein und werden aus diesem Grund hier nicht betrachtet. Der Tagebau Jänschwalde wird mit Wasser aus der Neiße geflutet und ist im Modell nicht enthalten. Deswegen entfällt auch hier eine Betrachtung.

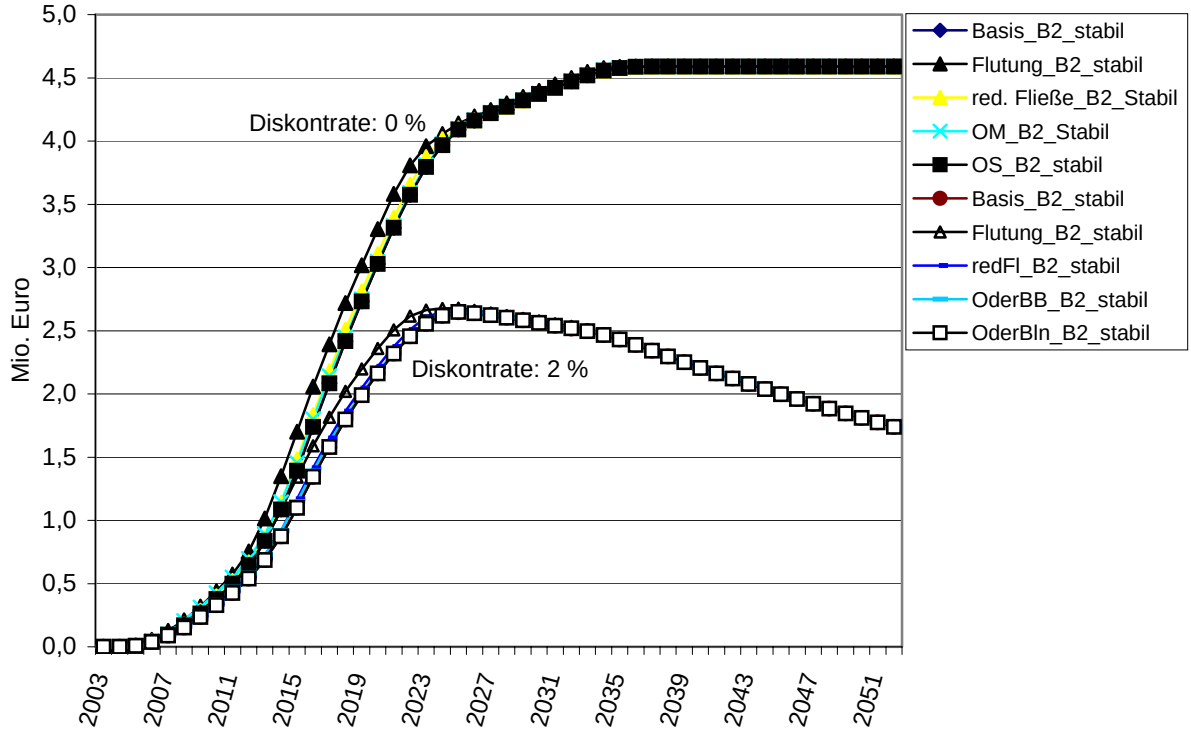

Abb. 4-11: Gewinnentwicklung im Nachnutzungstourismus (optimistische Umsatzrendite) unter dem Entwicklungsrahmen B2_stabiles Klima, in Mio. Euro (real, 2003) mit zwei Diskontraten (0%, 2%)

Deutlich sichtbar ist das schnellere Ansteigen der Gewinne im Szenario prioritäre Flutung, während die anderen vier Szenarien nur unwesentliche Unterschiede in der Gewinnerzielung aufweisen. Die Zielrichtung des Flutungsszenarios, die Flutungsenden der Seen nach vorne zu verlegen kann also erreicht werden. Das Szenario reduzierte Fließe wirkt sich auf den Gewinn nur geringfügig aus, da dieses Szenario vorrangig die Flutung von wenig gewinnträchtigen Landschaftsseen befördert.
Eine Betrachtung der Werte für den Entwicklungsrahmen A1_stabil würde keine anderes Bild zeigen, sondern nur gemäß den Annahmen einen deutlich höheren Gewinn ausweisen.

Die folgende Abbildung 4-12 zur Wirkung des Klimawandels fördert Überraschendes zutage: Die Gewinne sind unter Bedingungen des Klimawandels als höher ausgewiesen als für die Bedingungen eines stabilen Klimas. Der Grund hierfür liegt in einer höheren Wasserverfügbarkeit unter Annahme eines Klimawandels im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster in den ersten Jahren. Aus der Schwarzen Elster wird die gewinnträchtigste Seengruppe, die Erweiterte Restlochkette bzw. die entstehende Lausitzer Seenkette zu einem großen Teil gespeist und damit wird deren Flutungsende früher erreicht. Die Vorteilhaftigkeit des Szenarios prioritäre Flutung bleibt auch unter dem Einfluss des Klimawandels bestehen.

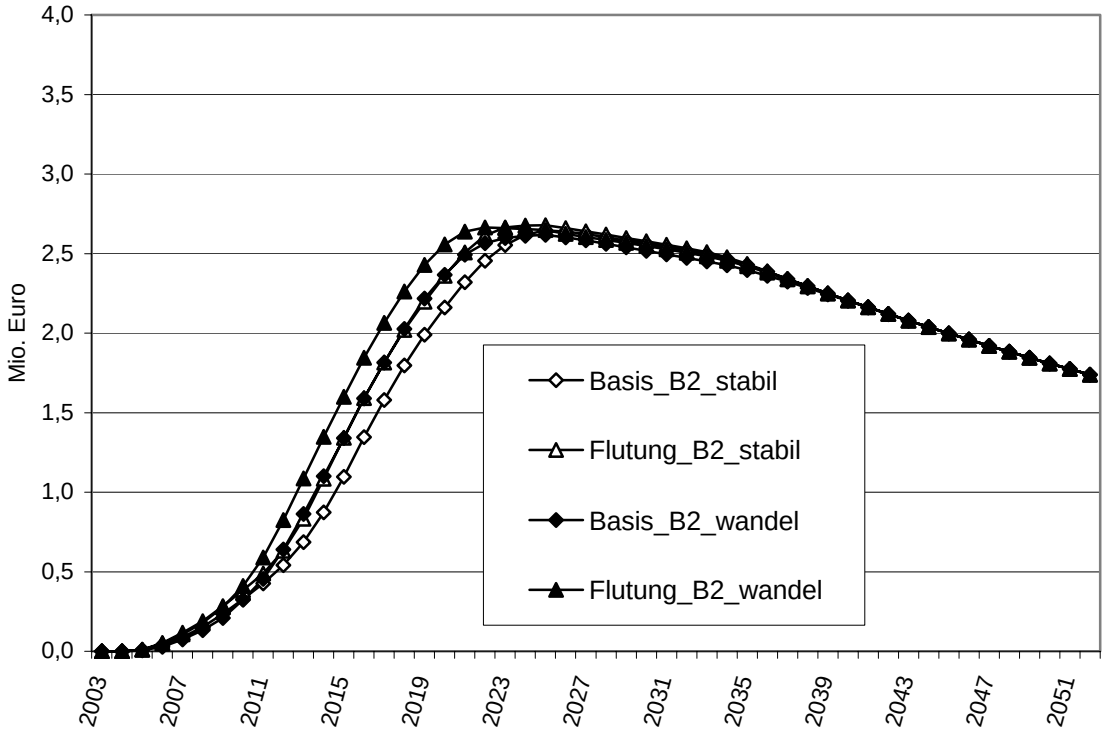

Abb. 4-12: Gewinnverlauf im Sektor Nachnutzungstourismus (optimistische Umsatzrendite) unter den Bedingungen der Entwicklungsrahmen B2_stabil und B2_wandel für die Handlungsstrategien Basis und Flutung, in Mio. Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

Die Betrachtung der kumulierten Gewinnsumme aller 20 Entwicklungsszenarien zeigt auf den ersten Blick den enormen Gewinnunterschied zwischen den Entwicklungsrahmen A1 und B2. Dieser große Unterschied ist hauptsächlich der großen Unsicherheit hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung des Nachnutzungstourismus geschuldet, der entsprechend sehr unterschiedliche Grundannahmen erforderte.

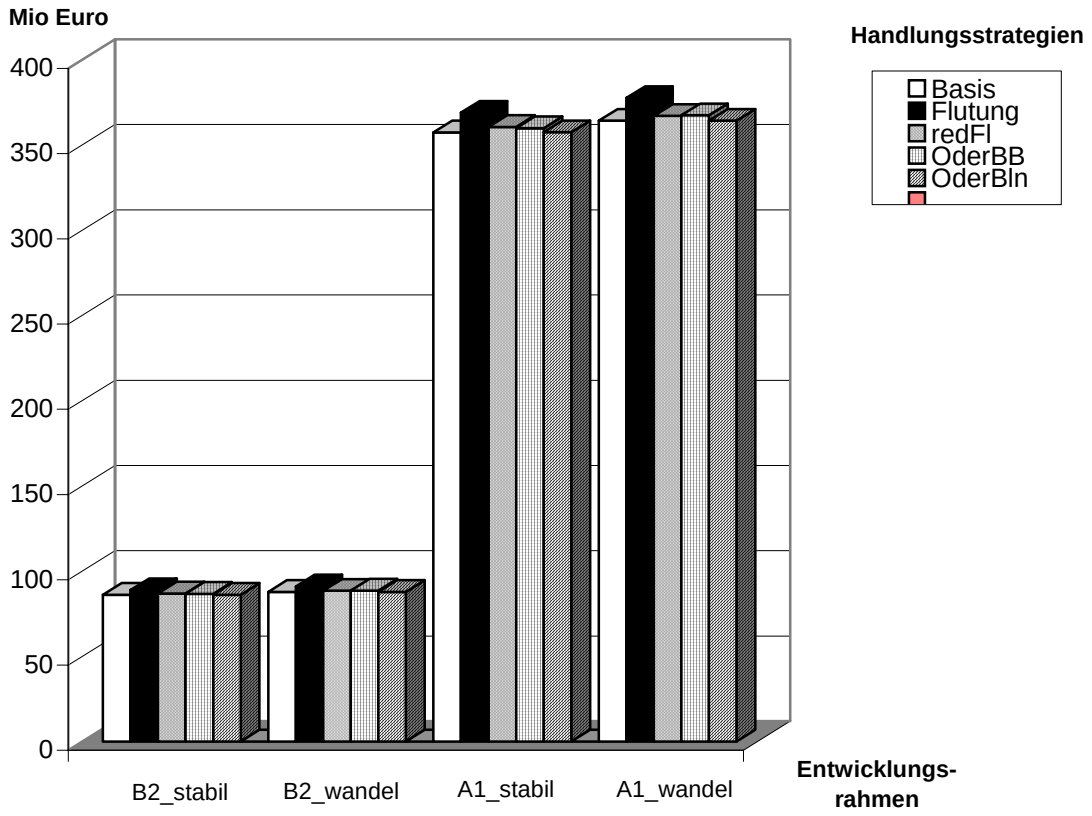

Abb. 4-13: Über 50 Jahre aggregierte Gewinne im Bereich Nachnutzungstourismus für die 20 Entwicklungsszenarien, in Mio Euro (real, 2003) mit 2% Diskontrate

Der Vergleich zwischen den Handlungsstrategien bestätigt das Bild, das auch die Gewinnverläufe über die betrachtete 50-Jahres-Periode zeigen: Die Strategie prioritäre Flutung begünstigt den Tourismus, während die anderen Handlungsstrategien nur geringfügige Unterschiede aufweisen. Durch den Einfluss des Klimawandels verändert sich allerdings die relative Vorteilhaftigkeit der Strategien Oderwasser Brandenburg und reduzierte Fließe: bei stabilem Klima ist die Strategie reduzierte Fließe leicht im Vorteil. Wichtigstes Ergebnis bleibt allerdings, dass fast alle Strategien, mit Ausnahme Oderwasser Berlin, die Flutung beschleunigen und damit im Hinblick auf den Nachnutzungstourismus gegenüber der Basis-Strategie vorzuziehen sind.

4.3. Nicht-monetäre Bewertungen der Handlungsstrategien

Hagen Koch

4.3.1 Bewertungsfunktionen und ihre Integration ins ArcGRM

a) Industrie

Für die einzelnen Nutzer des Sektors Industrie wurden monatsweise die modellierte Entnahmemengen den geforderten Entnahmemengen gegenübergestellt, also die relative Bedarfsbefriedigung berechnet:

Bewertungsfunktion: $rB_{Ind} = Ist/Soll \cdot 100$ (15)

wobei: rB_{Ind}: Kriterium für Sektor Industrie, relative Bedarfsbefriedigung [%]
Ist: modellierte Entnahmemenge [m^3/s]
Soll: geforderte Entnahmemenge [m^3/s]

Aus den monatlichen Bedarfsbefriedigungen der Einzelnutzer wurde der Mittelwert und aus diesen anschließend der Jahresmittelwert gebildet. Aus den 100 Realisierungen wurden dann für die 50 Jahre die jeweiligen Jahresmittelwerte gebildet, wodurch auch eine zeitliche Entwicklung der relativen Bedarfsbefriedigung nachvollzogen werden kann. Für jedes Szenario wurde aus den 50 Jahresmittelwerten **ein** Gesamtmittelwert berechnet. Damit ist sowohl auf Jahres- als auch auf kumulierter Ebene ein Vergleich mit dem Zielwert 100 % möglich. Bei der Betrachtung der Industrie war das Hinzukommen neuer Nutzer, die als Ersatz für die auslaufenden Braunkohlekraftwerke angenommen werden, zu berücksichtigen. Dementsprechend variiert die Anzahl der Nutzer des Sektors Industrie, sie steigt im Laufe der Zeit von 9 auf 13 an. Problematisch an diesem sehr einfachen Kriterium ist, dass es durch die Durchschnittsbetrachtung mögliche Spitzenwerte des Wassermangels verdeckt, die insbesondere bei kontinuierlichem Kühlwasserbedarf das Ergebnis verfälschen.

b) ökologischer Mindestabfluss

Für alle 28 Profile, an welchem ein ökologischer Mindestabfluss vorhanden ist, wurde monatsweise der modellierte Abfluss dem geforderten gegenübergestellt:

Bewertungsfunktion: $rB_{Oekl} = MIN(Ist/Soll \cdot 100, 100)$ (16)

wobei: rB_{Oekl}: Kriterium für Ökologie, relative Bedarfsbefriedigung [%]
Ist: modellierter Abfluss am Profil [m^3/s]
Soll: geforderter Abfluss am Profil [m^3/s]

Da der Abfluss auch oberhalb des geforderten Wertes liegen kann, wird in diesen Fällen eine Reduktion auf 100 % vorgenommen. Die Aggregation der Werte bzw. die Mittelwertbildung erfolgte entsprechend den Werten für die Industrie.
Da zumindest an einigen Profilen ökologische Mindestabflüsse mit Jahresgang vorhanden sind, werden auch die Werte für das gesamte Jahr betrachtet, nicht nur für die im Allgemeinen vom Wassermangel betroffenen Sommermonate. Zum Zielwertvergleich und zur Problematik der Mittelwerte gelten ebenfalls die zur Industrie gemachten Aussagen.

c) Zufluss Spreewald

Für den Zufluss zum Spreewald werden neben der Spree selbst auch die Nebenflüsse berücksichtigt, die dem Spreewald weiteres Wasser zuführen, da diese sowohl von veränderten Wasserverfügbarkeiten als auch von Handlungsstrategien betroffen sein können (s. 1.2.2). Für den Gesamtzufluss wurden die Jahresmittelwerte berechnet, aus den 100 Realisierungswerten je Jahr wurde dann der mittlere Gesamtzufluss berechnet.
Obwohl gerade in den Sommermonaten die Dargebotssituation kritisch sein kann, werden die Zuflüsse für das gesamte Jahr betrachtet, da für den Spreewald gerade die Winter- und Frühjahrsmonate von Bedeutung sind. In diesen Monaten werden die Staubereiche gefüllt bzw. die Feuchtwiesen überflutet, sodass auch Änderungen in diesen Jahreszeiten für eine Gesamtbewertung von Bedeutung sind.
Für jedes Szenario wurde aus den 50 Jahresmittelwerten **ein** Gesamtmittelwert berechnet.

d) Zufluss Berlin

Für den Zufluss nach Berlin werden die Spree, der Oder-Spree-Kanal und die Dahme berücksichtigt. Die größten Auswirkungen der Szenarien sind zwar für die Zuflüsse aus der Spree bzw. den Oder-Spree-Kanal zu erwarten, wegen der Verbindung von Spree und Dahme über den Dahme-Umflut-Kanal treten aber auch in den Dahmezuflüssen Änderungen auf. Die Berechnung geschieht entsprechend den Spreewaldzuflüssen. Ebenfalls werden hier die Werte des gesamten Jahres betrachtet, da zwar die Sommermonate von der Dargebotsseite her kritischer sind, im Winter aber teilweise deutlich höhere Forderungen der Heizkraftwerke in Berlin gestellt werden.

4.3.2 Bewertungsergebnisse nach Bewertungsmodulen

Auf eine tiefgehende Analyse der Auswirkungen der einzelnen Szenarien hinsichtlich der einzelnen Bewertungskritierien wird hier verzichtet, da es sich einerseits um gemittelte Werte handelt und die wichtigsten wasserwirtschaftlichen Aspekte und ihre Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit bereits im Kapitel 3.1 behandelt wurden. Hier sei allerdings noch einmal kurz darauf hingewiesen, dass sich die Auswirkung von Klimawandel, Handlungsstrategien und sozio-ökonomischer Entwicklung, d. h. hier hauptsächlich Entwicklung der Braunkohleförderung, überlagern.

In den nachfolgenden Unterabschnitten sind für die einzelnen Wirkungsbereiche, die mit den Bewertungskriterien erfasst werden, jeweils die 50 Jahresmittelwerte in einer Abbildung dargestellt, während die Gesamtwerte, die in die Bewertung einfließen, in einer Tabelle präsentiert werden. In dieser Tabelle finden sich weiterhin die Differenzen des jeweiligen Szenarios zum Basisszenario ohne Klimawandel. Bei den Grafiken sei auf die unterschiedlichen Unterteilungen der Ordinaten hingewiesen. Es wird insgesamt nicht differenziert nach den sozioökonomischen Rahmenbedingungen A1 und B2, da für die nicht-monetären Kriterien keine differierenden Annahmen zu den sozioökonomischen Zukunftsentwicklungen unterstellt wurden.

a) Industrie

In Abbildung 4-14 ist die Entwicklung der Jahresmittelwerte der industriellen Oberflächenwasser-Bedarfsbefriedigung dargestellt. Hier zeigen sich insbesondere Auswirkungen des möglichen Klimawandels und der Strategie prioritäre Flutung. Diese Aussage gilt ebenfalls für die Gesamtwerte in Tabelle 4-1.

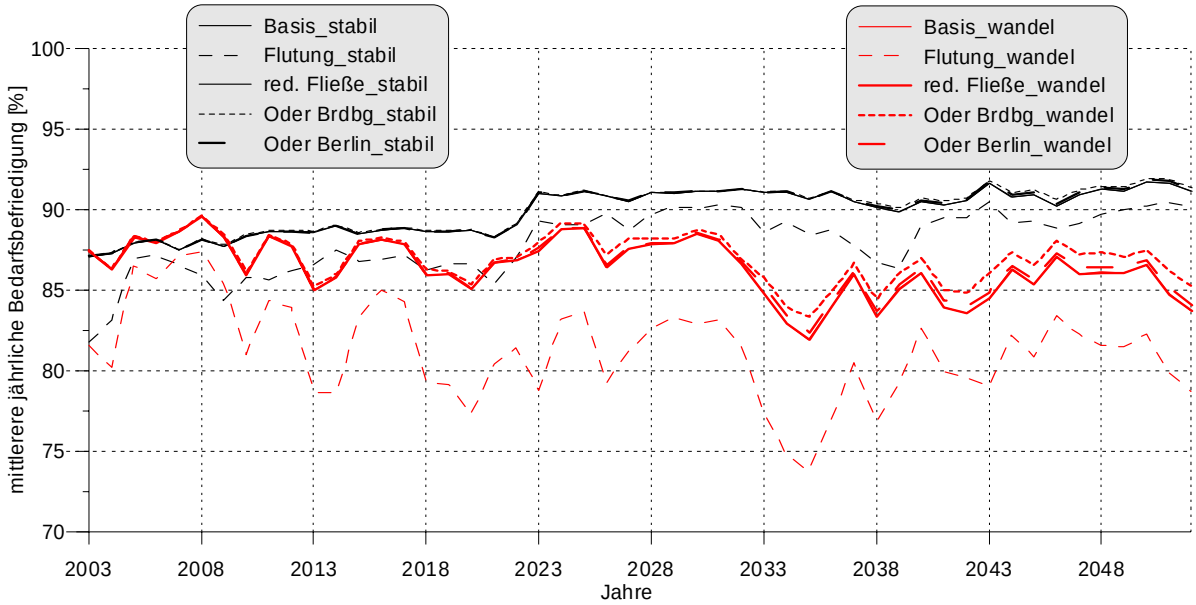

Abb. 4-14: Mittlere jährliche Bedarfsbefriedigung der Industrie für die verschiedenen Szenarien

Tab. 4-1: Mittlere Bedarfsbefriedigung der Industrie für die verschiedenen Szenarien [%]

	Basis_stabil	Basis_wandel	Flutung_stabil	Flutung_wandel	RedFl_stabil	RedFl_wandel	OderBB_stabil	OderBB_wandel	OderBln_stabil	OderBln_wandel
Industrie	89,9	86,4	88,0	81,3	89,9	86,4	90,0	87,0	89,9	86,6
Differenz Industrie		-3,5	-1,9	-8,6	0,0	-3,5	0,1	-2,9	0,0	-3,3

b) ökologischer Mindestabfluss

Abbildung 4-15 zeigt die Entwicklung der Jahresmittelwerte der Bedarfsbefriedigung der ökologischen Mindestabflüsse. Während sich besonders in den Jahren bis ca. 2010 kein deutlicher Trend abzeichnet, zeigen sich danach deutliche Ausdifferenzierungen in den Auswirkungen, die sich insbesondere auf den möglichen Klimawandel und die Strategie prioritäre Flutung beziehen. In Tabelle 4-2 sind entsprechende Auswirkungen auch auf die Gesamtwerte festzustellen. Der Einfluss der Strategie reduzierte Fließe ist in dieser Gesamtbetrachtung gering, da hiervon nur die ökologischen Mindestabflüsse in 3 Nebenflüssen der Spree vorübergehend betroffen sind.

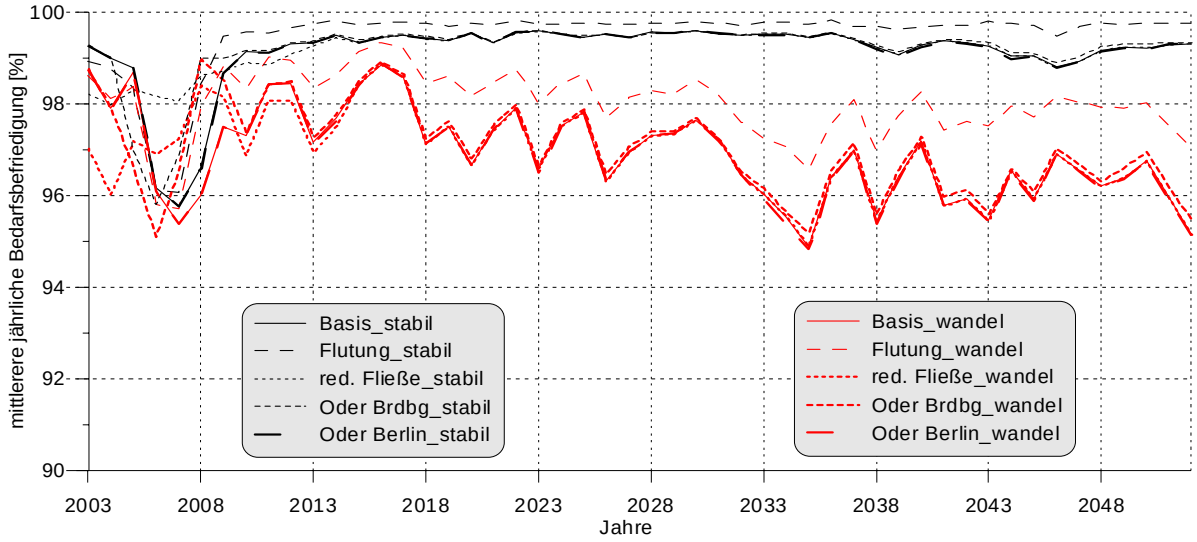

Abb. 4-15: Mittlere jährliche Bedarfsbefriedigung der ökologischen Mindestabflüsse für die verschiedenen Szenarien

Tab. 4-2: Mittlere Bedarfsbefriedigung der ökologischen Mindestabflüsse für die verschiedenen Szenarien [%]

	Basis stabil	Basis_ wandel	Flutung stabil	Flutung wandel	RedFl_ stabil	RedFl_ wandel	OderBB stabil	OderBB wandel	OderBln stabil	OderBln wandel
Ökologie	99,1	96,9	99,5	98,0	99,2	96,9	99,2	97,1	99,1	96,9
Differenz Ökologie		-2,2	0,4	-1,1	0,1	-2,2	0,1	-2,1	0,0	-2,2

c) Zufluss Spreewald

In Abbildung 4-16 ist die Entwicklung der mittleren jährlichen Spreewaldzuflüsse dargestellt. Während in den Jahren bis ca. 2010 die Werte für Szenarien mit möglichem Klimawandel teilweise über denen mit stabilem Klima liegen – Ursache hierfür ist die erhöhte Verdunstung im Spreewald (s. Abschnitt 3.1) – liegen in den darauf folgenden Jahren die Zuflusswerte für Szenarien mit möglichem Klimawandel teilweise deutlich unter denen mit stabilem Klima. Für die Gesamtwerte in Tabelle 4-3 sind Auswirkungen durch den möglichen Klimawandel als auch die Strategie Oderwasser Brandenburg festzustellen.

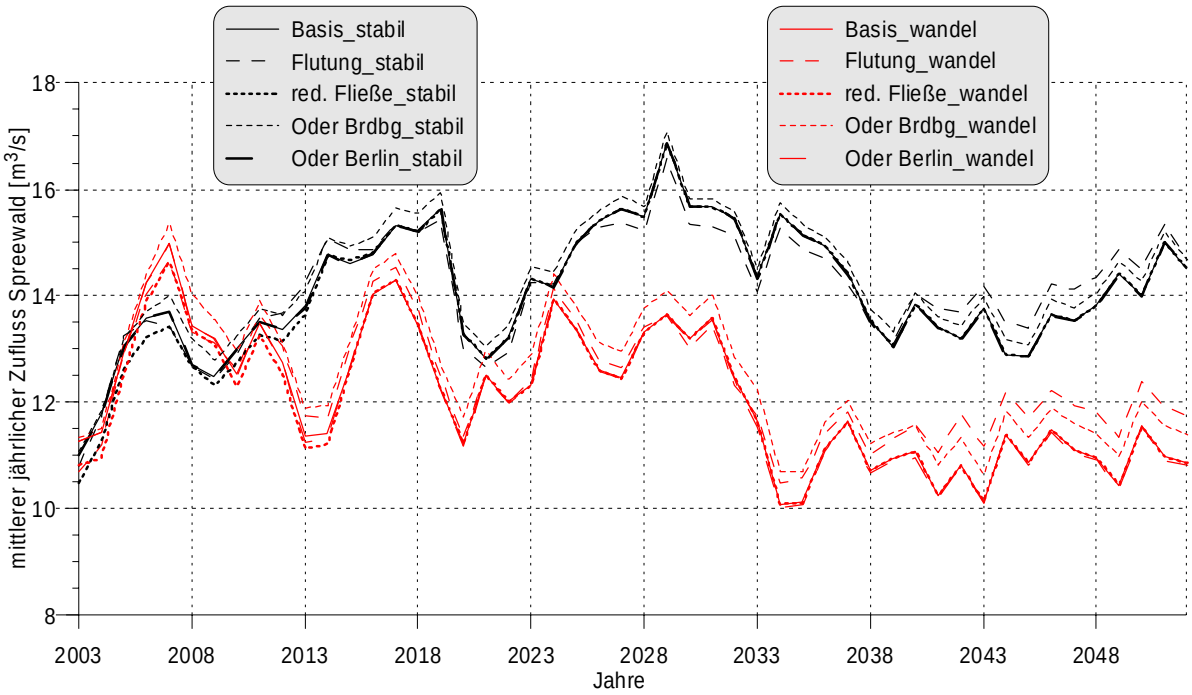

Abb. 4-16: Mittlere jährliche Spreewaldzuflüsse für die verschiedenen Szenarien

Tab. 4-3: Mittlere Spreewaldzuflüsse für die verschiedenen Szenarien

	Basis_stabil	Basis_wandel	Flutung_stabil	Flutung_wandel	RedFl_stabil	RedFl_wandel	OderBB_stabil	OderBB_wandel	OderBln_stabil	OderBln_wandel
Zufluss Sprwld. ges. [m³/s]	14,11	12,09	14,16	12,39	14,05	12,03	14,34	12,55	14,10	12,06
Differenz Zufluss ges. [m³/s]		-2,02	0,05	-1,72	-0,06	-2,08	0,23	-1,56	-0,01	-2,05

d) Zufluss Berlin

Abbildung 4-17 zeigt die Entwicklung der mittleren jährlichen Berlinzuflüsse. Der mögliche Klimawandel hat von Beginn an deutliche Auswirkungen, die sich im Laufe der Zeit verstärken. Die Auswirkungen der einzelnen Strategien sind im Vergleich zur Klimawirkung untergeordnet. Für die Gesamtwerte in Tabelle 4-4 sind Auswirkungen durch den möglichen Klimawandel und die Strategien Oderwasser Brandenburg bzw. Oderwasser Berlin festzustellen.

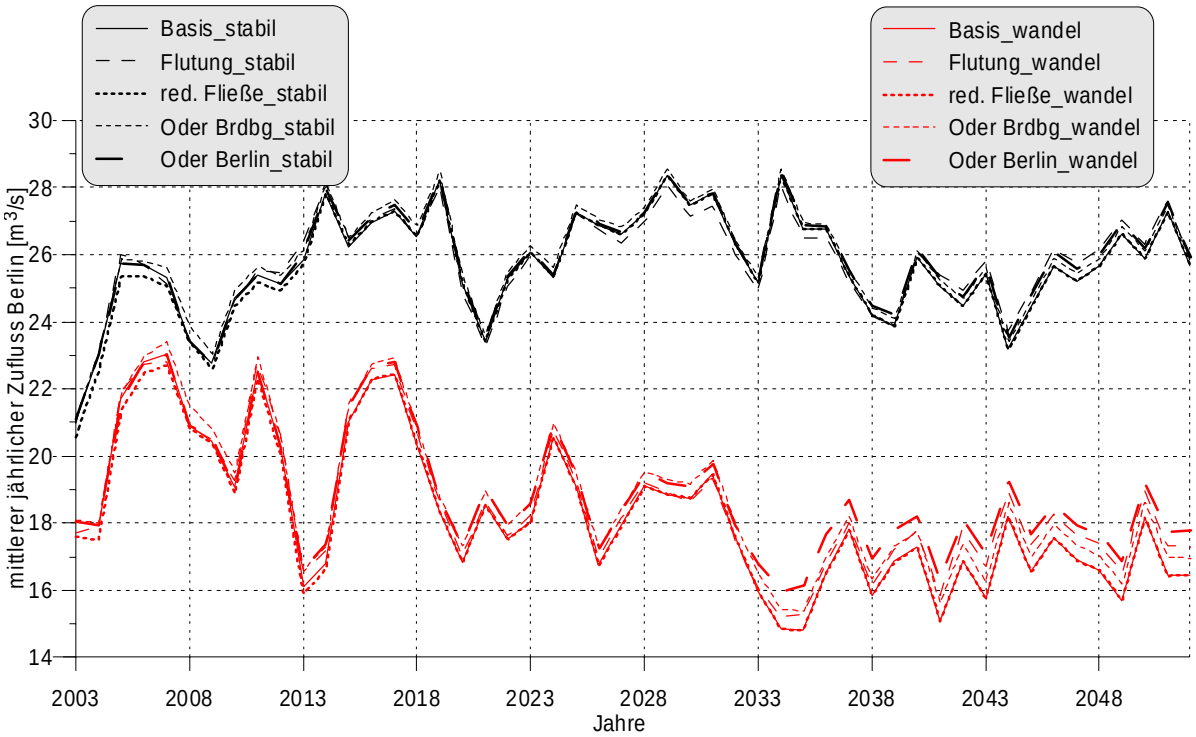

Abb. 4-17: Mittlere jährliche Berlinzuflüsse für die verschiedenen Szenarien

Tab. 4-4: Mittlere Berlinzuflüsse für die verschiedenen Szenarien

	Basis stabil	Basis_ wandel	Flutung stabil	Flutung wandel	RedFl_ stabil	RedFl_ wandel	OderBB stabil	OderBB wandel	OderBln stabil	OderBln wandel
Zufluss Berlin ges. [m^3/s]	25,70	18,27	25,76	18,60	25,64	18,21	25,92	18,70	25,84	18,87
Differenz Zufluss ges. [m^3/s]		-7,43	0,06	-7,10	-0,06	-7,49	0,22	-7,00	0,14	-6,83

4.4 Zusammenfassung und Interpretation der Bewertungsergebnisse Obere Spree

Frank Messner

Die vier Tabellen A-1 bis A-4 in Anhang A zeigen den derzeitigen Arbeitsstand der Impaktmatrizen mit den acht Bewertungskriterien – und zusätzlich mit dem aggregierten Wert der vier Nettonutzenkriterien – für die fünf Handlungsstrategien unter den Bedingungen der vier Entwicklungsrahmen. Die Bewertungen nach den Einzelkriterien werden jeweils noch ergänzt durch eine Zusatzspalte, die die Rangfolge der Strategien in Bezug auf das jeweilige Kriterium anzeigt. Auf diese Weise kann sich der Betrachter einen besseren Überblick über das bisherige Bewertungsergebnis verschaffen. Die monetären Kriterien sind in den Tabellen in Form des Nettonutzens abgebildet, d. h. die in Kapitel 4.2.2 vorgestellten und diskutierten absoluten Werte zu inflationsbereinigten und diskontierten Gewinnen und Kosten der Strategien werden in Differenz zur Basisstrategie dargestellt. Auf diese Weise ist besser ersichtlich, welche Wohlfahrtsdifferenzen zwischen den Strategien bestehen. Die nicht-monetären Kriterien sind in Form der mittleren aggregierten Bedarfsdeckung und der mittleren aggregierten Wasserzuflüsse dargestellt. Nachdem die sehr unterschiedlichen Auswirkungen der 20 Entwicklungsszenarien in Bezug auf die Einzelkriterien in den Kapiteln 4.2.2 und 4.3.2 präsentiert wurden, wird nun in diesem Kapitel diskutiert, welche Implikationen sich aus der Gesamtschau der Ergebnisse ergeben.

Betrachtet man als erstes die Rangfolgen der Strategien hinsichtlich der Einzelkriterien in Bezug auf die vier Entwicklungsrahmen, so fällt auf, dass sich bis auf kleinere Rangverschiebungen bei Kriterien, die nur geringe Ergebnisdifferenzen aufweisen, die Rangfolge der Strategien hinsichtlich der Einzelkriterien tendenziell in allen Entwicklungsrahmen ähnlich darstellt. So ist z. B. die Wasserverfügbarkeit der Industrie in den Strategien mit Oder-Überleitungen in allen Entwicklungsrahmen am besten, während das Flutungsszenario am schlechtesten abschneidet. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei den anderen Einzelkriterien: in einer Betrachtung pro Einzelkriterium über alle Entwicklungsrahmen, ist die Bestimmung der günstigsten und der ungünstigsten Strategien in der Regel eindeutig – trotz der doch sehr verschiedenen Annahmen zu den Zukunftsbedingungen. Damit ist auf Basis der bisherigen Arbeiten zu konstatieren, dass die fünf Handlungsstrategien hinsichtlich dem Ausmaß und der Richtung der Effekte unter verschiedenen Rahmenbedingungen sehr ähnlich wirken. Bei keinem der betrachteten Einzelkriterien kommt es zu dem Umstand, dass sich eine Wirkung unter anderen Zukunftsrahmenbedingungen in eine völlig andere Richtung entwickelt. Diese Tatsache erleichtert zweifellos die Auswahl der günstigsten Handlungsstrategie. Diese anscheinende Eindeutigkeit liegt darin begründet, dass vorrangig Szenariowirkungen analysiert wurden, bei denen eine Proportionalitätsbeziehung zwischen Wasserverfügbarkeit und der entsprechenden Wirkung bestand. Gleichzeitig ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die hochaggregierte Durchschnittsbetrachtung viele räumliche und zeitliche Disparitäten einebnet. Eine entsprechende vertiefte Analyse wird erst in GLOWA Elbe 2 möglich sein, wenn auch das Potential des ArcGRM und der multikriteriellen Analyse zur Betrachtung der Wahrscheinlichkeitsverteilungen hinsichtlich der Unsicherheit der modellierten Datenwerte genutzt werden kann.

Mit der Aussage, dass die Entwicklungsrahmen die Ergebnisse hinsichtlich der Rangfolge der Strategien bei den Einzelkriterien nur geringfügig beeinflussen, ist allerdings nicht gesagt, dass auch die vorläufigen Ergebnisse in allen Entwicklungsrahmen *hinsichtlich ihrer Absolutwerte* ähnlich sind. Ganz im Gegenteil ist das festgestellte Niveau der Effekte in Bezug auf viele Einzelkriterien stark unterschiedlich in Abhängigkeit von den Entwicklungsrahmen. So kommt es z. B. in den Entwicklungsrahmen mit Klimawandel in einigen Gebieten der Untersuchungsregion zu großen Reduktionen in der Wasserverfügbarkeit und folglich zu deutlichen negativen Effekten bei einigen Einzelkriterien, z. B. bei der Wasserverfügbarkeit der Regionen Berlin oder Spreewald oder bei der Gewinnposition der Binnenfischerei. Der sozioökonomische Wandel wirkt sich besonders bei Einzelkriterien aus, wo Akteure betroffen sind, die sehr empfindlich auf gesellschaftliche und ökonomische Rahmenbedingungen reagieren, wie z. B. die subventionierte Binnenfischerei oder der Tourismus an den Tagebauseen, der stark von den Trends im gesellschaftlichen Reiseverhalten abhängt.

Weiterhin ist ganz generell zu konstatieren, dass die bisherigen Arbeiten zu den Wirkungen der Handlungsstrategien unter den Bedingungen der vier Entwicklungsrahmen dazu beitragen konnte, die Unsicherheit hinsichtlich der Strategiewirkungen in der Zukunft einzubeziehen und entsprechende Schwankungsbreiten für die Effekte abzubilden. Bisweilen wurde auch verdeutlicht, dass die Zukunftsrahmenbedingungen für einige wirtschaftliche Akteure eine größere Bedeutung haben als Änderungen bei den Wasserverfügbarkeiten, die durch veränderte Wasserbewirtschaftungsstrategien induziert werden.

Nachfolgend werden die fünf Handlungsstrategien hinsichtlich ihrer Ergebnisse für die acht bislang ermittelten Bewertungskriterien kurz charakterisiert, um einen ersten Eindruck zu vermitteln, welche der Strategien nach bisherigem Bearbeitungsstand tendenziell zu favorisieren wären.

Basisstrategie (Basis): Die Ergebnisse aus den Tabellen A-1 bis A-4 zeigen, dass diese derzeit verfolgte Strategie in Bezug auf alle Bewertungskriterien eher auf den mittleren bis hinteren Rängen liegt. Dies gilt nicht nur für die Wasserverfügbarkeit für den ökologischen Mindestabfluss und für Berlin und den Spreewald, sondern auch hinsichtlich der ökonomischen Wirkungen im Vergleich zu den anderen Strategien. Es ist daher nahe liegend zu vermuten, dass diese gegenwärtige Strategie nur eine Interims-Bewirtschaftungsstrategie bleibt und in Zukunft von einer der anderen ersetzt werden wird.

Strategie prioritäre Flutung (Flutung): Diese Strategie stellt sich weitaus günstiger dar. Sie ist positiv zu bewerten bezüglich Kosteneinsparungen bei der Wasserbereitstellung, Förderung des Nachnutzungstourismus und erfüllt gleichzeitig vergleichsweise sehr gute Bedingungen für die Wasserverfügbarkeit der ökologischen Mindestabflüsse sowie für Spreewald und Berlin. Gegen diese Strategie sprechen Gewinneinbußen bei wirtschaftlichen Akteuren wie der Binnenfischerei und Wasserverfügbarkeitsprobleme bei industriellen Nutzern sowie erhöhte öffentliche Konditionierungskosten. Betrachtet man allerdings die Größenordnung der positiven und der negativen Wirkungen dieser Strategie (insbesondere den Wert zum aggregierten Nettonutzen), so ließe sich durchaus argumentieren, dass die Gewinneinbußen der Wirtschaft

durchaus kompensiert werden könnten aus den Wohlfahrtsgewinnen der Wasserbereitstellung und dem Nachnutzungstourismus. Ökonomisch betrachtet wäre diese Strategie eine gute Alternative zur gegenwärtigen Basisstrategie

Strategie reduzierte Fließe (redFl): Diese Strategie ist besonders herausragend und günstig hinsichtlich der Einsparung von Wasserbereitstellungskosten. Im Vergleich zur Basisstrategie könnten bei Anwendung dieser Strategie öffentliche Ausgaben in zweistelliger Millionenhöhe (etwa 40 Mio. Euro in Gegenwartswert) eingespart werden – kein schlechtes Argument in Zeiten leerer öffentlicher Kassen. Mit diesen Gewinnen ließen sich problemlos die Verlierer kompensieren, für die die Effekte monetär berechnet wurden. Trotzdem ist zu konstatieren, dass nahezu alle anderen Kriterien – abgesehen vom Nachnutzungstourismus – gegen diese Strategie sprechen. Sie ist zeitweilig verbunden mit Unterschreitungen der ökologischen Mindestabflüsse und lässt auch vergleichsweise weniger Wasser in den Spreewald und nach Berlin fließen. Hier ist abzuwägen, ob die hohen Einsparungen bei der Wasserbereitstellung diese negativen Wirkungen rechtfertigen.

Strategie Oder-Malxe zur Verbesserung der Wasserverfügbarkeit in Brandenburg (OderBB): Diese Strategie stellt sich hinsichtlich aller Bewertungskriterien sehr gut dar – durchgehend mit Rängen 1 und 2 bei den Einzelkriterien – mit Ausnahme der Kosten der Wasserbereitstellung, die sogar noch höher sind als bei der Basisstrategie. Hierbei ist noch zu beachten, dass die konkreten Kosten der Wasserüberleitung von der Oder aufgrund von Datenproblemen nicht berücksichtigt werden konnten, so dass der Kostenaspekt bei der Wasserbereitstellung noch deutlich schlechter ausfallen dürfte. Gleiches gilt für die ökologischen Effekte durch Bau und Betrieb der Überleitung, die ebenfalls in dieser Analyse nicht einbezogen werden konnten. Trotzdem ist es durchaus überlegenswert, ob die positiven Wirkungen für die Wirtschaftssektoren, die Ökologie sowie die Gebiete Spreewald und Berlin nicht Grund genug sind, um die Realisierung einer solchen Überleitung zu erwägen.

Strategie Oder-Spree zur Verbesserung der Wasserverfügbarkeit in Berlin (OderBln): Die Überleitungsstrategie von der Oder über den Oder-Spree-Kanal nach Berlin ist explizit so konzipiert, dass die Wasserverfügbarkeit Berlins deutlich verbessert bzw. gestützt wird. Daher ist es nicht verwunderlich, dass diese Strategie bei der Wasserverfügbarkeit Berlins mit Abstand am besten aussieht. Ebenfalls gute Werte sind zu konstatieren für die Binnenfischerei, die Konditionierung der Tagebauseen und die Wasserverfügbarkeit der Industrie, da mehr Wasser im Oberlauf der Spree genutzt werden kann, wenn Berlin seinen Bedarf aus der Überleitung ergänzt. Negativ schlagen sich allerdings die Kosten der Wasserbereitstellung nieder, die ebenso wie unter der Strategie Oderwasser Brandenburg deutlich unterschätzt sind, sowie eher mittleres bis schlechtes Abschneiden bei den Kriterien Nachnutzungstourismus, ökologischer Mindestabfluss und Zuflüsse in den Spreewald. Hier stellt sich die Frage, ob die Stützung der Wasserverfügbarkeit Berlins keine andere interne Lösung aufweist (vgl. dazu die Ergebnisse der Teilprojekt Berlin in GLOWA Elbe), oder aber ob die negativen Effekte einer solchen Strategie in Kauf genommen werden sollten.

4.5 Ergebnisse einer explorativen Multikriterienanalyse zum Wassernutzungskonflikt an der Spree

Frank Messner

Die abschließende Bestimmung einer optimalen oder besonders günstigen Handlungsstrategie mit der vorliegenden Untersuchungstiefe gestaltet sich schwierig. Es zeigt sich, dass die Wirkungsrichtungen bei unterschiedlichen Einzelkriterien zu einzelnen Handlungsstrategien diametral entgegengesetzt sind. So wirkt die Strategie prioritäre Flutung sehr günstig in Bezug auf Nachnutzungstourismus, Kostensenkung in der Wasserbereitstellung und auf die Einhaltung des ökologischen Mindestabflusses, aber gleichzeitig auch sehr ungünstig für einige Wirtschaftssektoren. Man mag argumentieren, dass die Entscheidung einfacher wäre, wenn alle Wirkungen monetär beziffert werden würden, sodass aus der komplexen multikriteriellen Entscheidungsaufgabe eine einfache monokriterielle Aufgabe würde. Ganz unabhängig von der Tatsache, ob eine Monetarisierung in jedem Fall möglich und sinnvoll ist, wäre es zweifellos hilfreich zu wissen, welche monetären Wohlfahrtseffekte sich hinter veränderten Wasserzuflüssen nach Berlin und in den Spreewald verbergen. So könnte überlegt werden, die wohlfahrtsoptimale Strategie zu wählen und aus den Gewinnen die Verlierer dieser Strategie zu kompensieren. Trotzdem ist eine Aufsummierung der unterschiedlichen Effekte nicht in jedem Fall methodisch vertretbar. So mögen einige Entscheidungsträger die Bedeutung von Wirtschaftssektoren in strukturschwachen Gebieten, die zwar nicht viel Gewinn erwirtschaften, aber Beschäftigung in der Region sichern, höher einstufen als andere Wohlfahrtseffekte in der gleichen Größenordnung. Das impliziert, dass einige monetäre Wohlfahrtseffekte noch zusätzliche Implikationen aufweisen und mithin nicht nur ökonomische Wohlfahrt bewerten, sondern gleichzeitig auch kulturelle, soziale, ökologische oder regionsspezifische Werte. Aus diesen Gründen wird eine multikriterielle Abschlussbewertung unter Einbeziehung wesentlicher Stakeholder und Entscheidungsträger im Rahmen der Anwendung der IMA-Methodik als vorteilhaft angesehen, um die gesellschaftlich relevanten Präferenzen bei der Bewertung der Strategien mit zu berücksichtigen.

Dieser Abschlussschritt in der Bewertung konnte aus den bereits in obigen Kapiteln aufgezeigten Gründen nicht in der ersten Phase von GLOWA Elbe durchgeführt werden und ist für die zweite Phase angesetzt. Nichtsdestotrotz wurde jedoch auf Basis der Ergebnisse der Tabellen A-1 bis A-4 eine explorative multikriterielle Analyse (MKA) mittels des Outrankingverfahrens PROMETHEE (vgl. Vincke 1992 und Drechsler 2001) und der Software ProdecX (vgl. Proctor/Drechsler 2004) durchgeführt. Diese explorative Analyse bezog zwar nicht die konkreten Präferenzen der Stakeholder und Entscheidungsträger ein, versuchte jedoch aus einer objektiven Perspektive heraus, mögliche und sehr wahrscheinliche Bewertungsergebnisse zu eruieren.

In der explorativen MKA wurden die Kriteriengewichtungen auf zweierlei Weise erzeugt. In einer ersten Analyse wurden alle Kriterien gleich gewichtet. In einer zweiten Analyse wurden mit einem Monte-Carlo-Verfahren 1.000 zufällige Kriteriengewichtungen ausgewählt und untersucht. Diese Gewichtungen können auch interpretiert werden als zufällig ausgewählte Präferenzen aus der Grundgesamtheit einer Gesellschaft, in der alle statistisch möglichen Prä-

ferenzen vorhanden sind.[6] In der ersten Analyse mit Gleichgewichtung erbrachten die Ergebnisse eine Rangfolge der Handlungsstrategien, da eine eindeutige Kriteriengewichtung vorlag. In der Analyse mit den 1.000 verschiedenen Gewichtungen wurden entsprechend 1.000 Ergebnisse in Form von Rangordnungen der Strategien erhalten und diese konnten anhand der ihnen innewohnenden Trends statistisch verglichen und ausgewertet werden. Auf diese Weise – insbesondere mit den Ergebnissen des Monte-Carlo-Verfahrens – konnten erste Trends in den Ergebnissen ermittelt werden, ohne konkrete Entscheidungsträger nach ihren Präferenzen zu befragen.
Eine weitere Variante in der explorativen MKA bestand darin, dass die Ergebnisse aus den Tabellen A-1 bis A-4 sowohl mit den Datenwerten der beschriebenen 8 Kriterien durchgeführt wurde als auch mit nur 5 Kriterien, wobei in diesem Fall die vier Nettonutzenkriterien zu einer Größe, einem Gesamtnettonutzen, aggregiert wurden (grau schattierte Spalte in den Tabellen). Dieses Vorgehen sollte insbesondere Aufschluss darüber geben, inwieweit unterschiedliche Ergebnisse bei aggregierten oder disaggregierten Nettonutzenwerten ermittelt werden und welchen Einfluss eine Aggregation für den vorliegenden Fall ausübt.

Diese ersten Analysen ergaben bereits erstaunlich deutliche Ergebnisse. Hinsichtlich der beiden MKA-Varianten mit Gleichgewichtung und 1.000 zufällig gewählten Gewichten ist zu konstatieren, dass die Ergebnisse in vielen Fällen gleich oder mindestens sehr ähnlich waren. Bei der Analyse der Daten für die verschiedenen Entwicklungsrahmen wurde deutlich, dass die Daten zum Klimawandel signifikante Veränderungen in den Ergebnissen im Vergleich zum stabilen Klima ergaben, während Änderungen in den sozioökonomischen Rahmenbedingungen (A1 und B2) nur unwesentliche Ergebnisänderungen erbrachten.
Das deutlichste Ergebnis zeigte sich in den explorativen MKA-Untersuchungen in den Rangordnungen der beiden Strategien Oderwasser Brandenburg und der Basisstrategie. Diese beiden Strategien erzielten in allen durchgeführten MKA-Untersuchungen den gleichen Rang. **Dabei war die Strategie Oderwasser Brandenburg stets auf Rang eins zu finden und die Basisstrategie stets auf dem letzten Rang – und dies unabhängig von der Klimaentwicklung, der sozioökonomischen Rahmenbedingungen und der Aggregation oder Disaggregation der Nettonutzendaten.** Weniger eindeutig verhielt es sich mit den drei anderen Strategien, die alle von Szenario zu Szenario auf einem der Ränge zwei bis vier landeten. Ein entsprechend typisches Ergebnis stellt jenes für den Entwicklungsrahmen A1_stabil dar, das in den Abbildungen 4-18 und 4-19 dargestellt ist.

Die Abbildung 4-18 zeigt die Präferenzordnung für den Entwicklungsrahmen A1_stabil auf Basis der Ergebnisse der explorativen Analyse mit tausend Kriteriengewichtungen. Auf der Ordinate sind die sogenannten Nettoflüsse abgetragen, die im Rahmen des PROMETHEE-Verfahrens anzeigen, wie stark eine Strategie die anderen dominiert bzw. von ihnen dominiert wird. Diese Werte werden aus einem jeweiligen paarweisen Vergleich aller Strategien in Hinblick auf alle Einzelkriterien errechnet. Es ist deutlich, dass die Strategie Oderwasser Brandenburg die anderen Strategien mit einem Wert von 2,6 klar dominiert – und zwar fast in

[6] Natürlich handelt es sich jedoch nicht um eine repräsentative Stichprobe für den vorliegenden Konflikt, da die Gewichtungen rein mathematisch erzeugt wurden und sich nicht auf den tatsächlichen Präferenzen der beteiligten Akteure vor Ort beziehen.

Hinblick auf alle Kriterien. Die drei Strategien prioritäre Flutung, reduzierte Fließe und Oderwasser Berlin befinden sich auf einem Niveau von plus/minus 0,4 und sind angesichts der unterschiedlichen Ergebnisse bei den unterschiedlichen Kriteriengewichtungen als nicht unterscheidbar ausgewiesen. Deutlich ist dann wieder, dass die Basisstrategie mit einem Wert von minus zwei von allen anderen Strategien dominiert wird.
Die Abbildung 4-19 verdeutlicht dieses Ergebnis noch hinsichtlich seiner Entstehung. Hier ist ausgewiesen, wie die einzelnen Strategien in den 1.000 Analysen mit verschiedenen Kriteriengewichten jeweils mit welchem Prozentanteil welche Ergebnisränge belegten. Ganz unmissverständlich belegte die Strategie Oderwasser Brandenburg in nahezu 100% der Fälle den Rang 1, während die Basisstrategie zu über 90% auf dem letzten Rang landete und nur in wenigen Fällen auch mal besser platziert war. Rang zwei scheint vorrangig von der Strategie Flutung belegt zu sein, während aber auch die beiden anderen Strategien hier nicht selten zu finden sind, so dass aufgrund einer hohen Varianz in den Nettoflüssen keine eindeutige Rangfolge genannt werden kann, sondern in diesem Fall von einer Nichtvergleichbarkeit dieser drei Strategien gesprochen werden muss.
Hinsichtlich der Strategie prioritäre Flutung der Tagebauseen lässt sich konstatieren, dass sie bei allen MKA-Untersuchungen unter Bedingungen eines stabilen Klimas auf dem zweiten Rang zu finden ist – entweder allein oder mit anderen Strategien zusammen. Unter Bedingungen eines möglichen Klimawandels wird sie allerdings von der Strategie Oderwasser Berlin übertroffen. Dieses Ergebnis scheint auf eine Vorteilhaftigkeit der Strategie Oderwasser Berlin hinzudeuten, wenn man vorsichtig agierende Entscheidungsträger zu Grunde legt, die dem Risiko des Klimawandels vorausschauend entgegentreten wollen. Relativiert wird dieses Ergebnis allerdings in den Analysen mit aggregierten Nettonutzenwerten. Hier zeigt sich in allen Fällen, dass die Strategie prioritäre Flutung vor der Strategie Oderwasser Berlin rangiert. Sofern die entscheidenden Akteure in diesem Fall keine sonstigen Werte in den Bereichen Binnenfischerei, Wasserbereitstellung, Konditionierung und Nachnutzungstourismus sehen, sondern lediglich die reinen ökonomischen Kosten- und Nutzenwerte als wegweisend erachten, wäre die Strategie prioritäre Flutung als tendenziell zweitbeste Lösung zu erachten.

Dieser Aspekt kann veranschaulicht werden in den Ergebnisgraphiken der vier Abbildungen 4-20 bis 4-23. Abbildung 4-20 zeigt die Strategie Oderwasser Berlin auf Rang zwei, wobei die Begründung dafür in Abbildung 4-21 zu finden ist, in der für diese Strategie angezeigt wird, dass sie in über 80% aller Fälle auf dem zweiten Rang anzutreffen war. Genau andersherum stellt sich die Situation dann in den Abbildungen 4-22 und 4-23 mit fünf Kriterien – bei aggregiertem Nettonutzen – dar, wobei die Strategie prioritäre Flutung in diesem Fall besser dasteht.

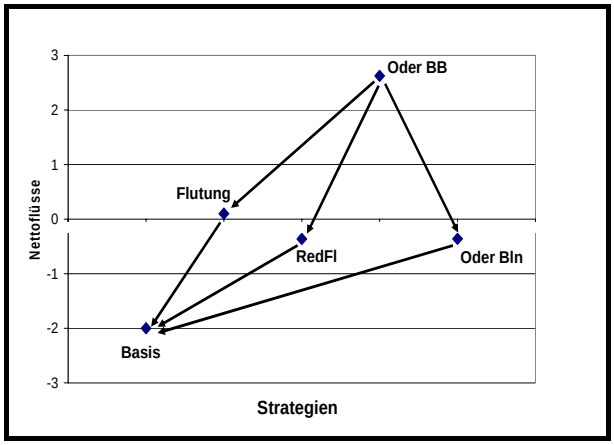

Abb. 4-18: Partielle Präferenzordnung für A1_stabil mit 8 Kriterien

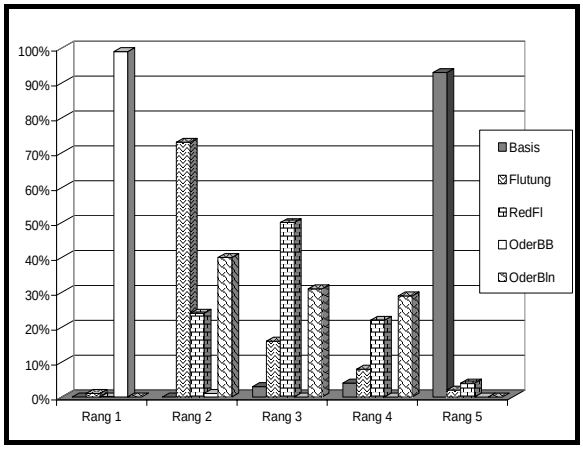

Abb. 4-19: Rangverteilung bei 1.000 zufälligen Gewichtungen für A1_stabil mit 8 Kriterien

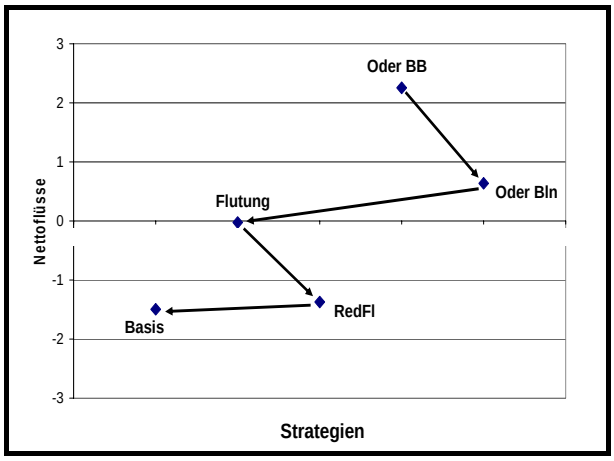

Abb. 4-20: Partielle Präferenzordnung für A1_wandel mit 8 Kriterien

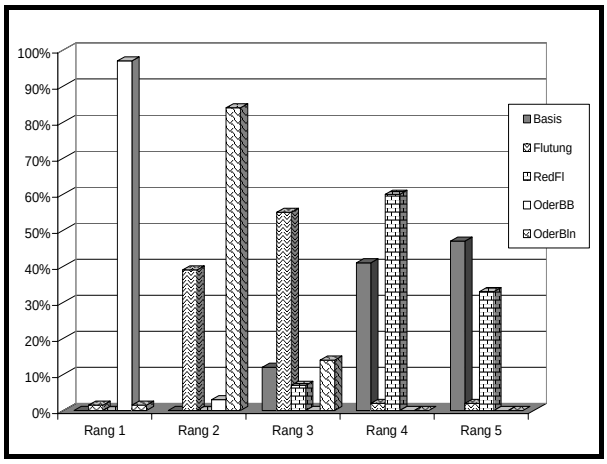

Abb. 4-21: Rangverteilung bei 1.000 zufälligen Gewichtungen für A1_wandel mit 8 Kriterien

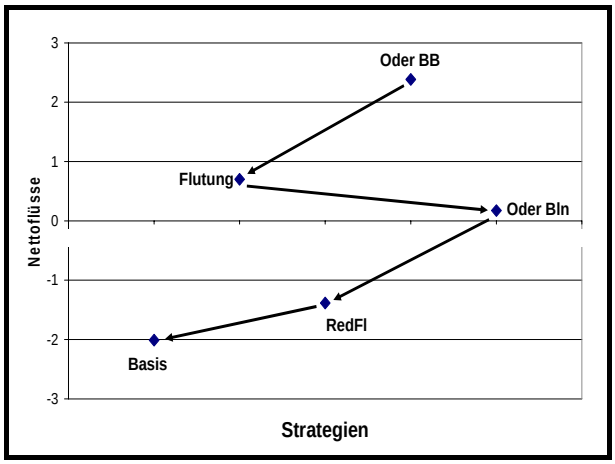

Abb. 4-22: Partielle Präferenzordnung für A1_wandel mit 5 Kriterien

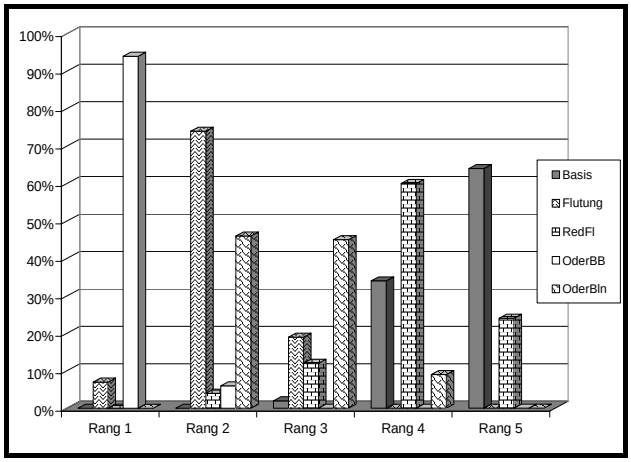

Abb. 4-23: Rangverteilung bei 1.000 zufälligen Gewichtungen für A1_wandel mit 5 Kriterien

Abschließend sei noch ein letztes Ergebnis aus dieser explorativen Untersuchung angeführt, das die Strategie reduzierte Fließe betrifft. Diese Strategie, die allein unter dem Gesichtspunkt eines aggregierten Nettonutzens die vorteilhafteste ist (vgl. Tab. A-1 bis A-4), stellt sich besonders unter Bedingungen eines Klimawandels als sehr ungünstig dar. Während sie bei stabilem Klima immer eine gute Mittelposition aufweist, ist sie unter Klimawandelbedingungen immer auf dem vorletzten Rang zu finden und weist bisweilen Nettoflusswerte auf, die sehr nahe an denen der Basisstrategie liegen (vgl. Abb. 4-20 bis 4-23). Trotz der hohen Nettonutzen aus der Wasserbereitstellung, den diese Strategie zweifelsohne aufweist, ergeben sich bei dieser Strategie signifikante Wasserprobleme bei anderen Nutzern und der Ökologie, sodass sie daher nicht als vorausschauende Strategie der Wasserbewirtschaftung bezeichnet werden kann.

5. Ausblick

Frank Messner und Michael Kaltofen

Die endgültige Entscheidung über die Auswahl der günstigsten Bewirtschaftungsstrategie lässt sich nur finden in Zusammenarbeit mit den Stakeholdern und Entscheidungsträgern und deren Bewertungspräferenzen zu Beginn der zweiten GLOWA-Phase. Erst dann können die Kriteriengewichte der betroffenen Stakeholder und Entscheidungsträger in der Multikriterienanalyse verarbeitet und die Ergebnisse als Diskussionsgrundlage für politische Entscheidungen bereitgestellt werden. Trotzdem deuten diese Ergebnisse darauf hin, dass vorteilhafte Alternativen zur gegenwärtigen Basisstrategie vorhanden sind. Diesbezüglich ist allerdings nochmals darauf hinzuweisen, dass diese Ergebnisse mit Vorsicht zu behandeln sind, da einige Bewertungsaspekte nicht bzw. noch nicht in die Untersuchungen Eingang finden konnten. So wurden z.B. für die Untersuchungsräume Berlin und Spreewald auch Analysen hinsichtlich der ökonomischen Wirkungen der verschiedenen Szenarien durchgeführt, jedoch lagen zu Projektende keine vollständigen Ergebnisdaten für alle Szenarien vor, sodass vorerst mit Interimskriterien gearbeitet wurde. Weiterhin konnten die Kosten sowie die ökologischen Effekte der Oderwasserüberleitungen aus Datengründen nicht erhoben und einbezogen werden, so dass allein dadurch die dominante Position der Strategie Oderwasser Brandenburg insbesondere hinsichtlich des Kriterium des Nettonutzens der Wasserbereitstellung sehr geschwächt werden könnte. Aus diesen Gründen sind die hier vorgelegten Ergebnisse als Zwischenergebnisse von GLOWA Elbe 1 zu verstehen, die in der geplanten 2. Phase des Projektes vervollständigt werden sollen. Trotzdem wäre allerdings in Anbetracht der relativen Deutlichkeit dieser Zwischenergebnisse zu erwägen, ob letztlich nicht eine kombinierte Strategie aus Oderwasserüberleitung und prioritärer Flutung der Tagebauseen die am meisten Erfolg versprechende Politikvariante wäre. Dies alles wird sich im weiteren Prozess der Politik klären – unterstützt durch den IMA-Prozess und die Wissenschaftler von GLOWA Elbe.

Anhang A: Impaktmatrizen zu den Entwicklungsszenarien

Tab. A-1: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen B2_stabil (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003)

Kriterien / Strategien	Netto-nutzen Binnen-fischerei [Mio. 2003-€, 2% Dis-kont]	Rang	Nettonutzen Wasser-bereitstel-lung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Netto-nutzen Konditio-nierung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Nachnut-zungs-tourismus [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Obere Spree gesamt [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Wasserver-fügbarkeit Industrie [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Wasserver-fügbarkeit ökologische Mindestab-flüsse [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Spreewald [m³/s]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Berlin [m³/s]	Rang
Basis	0	3	0	5	0	4	0	4	0,00	5	89,9	2	99,1	4	14,1	3	25,7	4
Flutung	-2,33	5	10,57	2	-0,61	5	2,75	1	10,37	2	88,0	5	99,5	1	14,2	2	25,8	2
RedFl	-0,01	4	41,35	1	0,01	3	0,75	2	42,11	1	89,9	2	99,2	2	14,0	5	25,6	5
OderBB	0,04	1	< 0,67	3	0,71	1	0,56	3	< 1,98	3	90,0	1	99,2	2	14,3	1	25,9	1
OderBln	0,03	2	< 0,53	4	0,16	2	0,00	4	< 0,72	4	89,9	2	99,1	4	14,1	3	25,8	2

Tab. A-2: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen B2_wandel (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003)

Kriterien / Strategien	Netto-nutzen Binnen-fischerei [Mio. 2003-€, 2% Dis-kont]	Rang	Nettonutzen Wasser-bereitstel-lung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Netto-nutzen Konditio-nierung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Nachnut-zungs-tourismus [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Obere Spree gesamt [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Wasserver-fügbarkeit Industrie [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Wasserver-fügbarkeit ökologische Mindestab-flüsse [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Spreewald [m³/s]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Berlin [m³/s]	Rang
Basis	0	3	0	4	0	3	0	5	0	5	86,4	3	96,9	3	12,1	3	18,3	4
Flutung	-5,99	5	13,62	2	-0,63	5	3,17	1	10,18	2	81,3	5	98,0	1	12,4	2	18,6	3
RedFl	-0,04	4	41,53	1	-0,02	4	0,67	3	42,14	1	86,4	3	96,9	3	12,0	5	18,2	5
OderBB	0,31	1	< -1,07	5	0,94	1	0,74	2	< 0,92	3	87,0	1	97,1	2	12,5	1	18,7	2
OderBln	0,18	2	< 0,74	3	0,30	2	0,01	4	< 1,24	4	86,6	2	96,9	3	12,1	3	18,9	1

Tab. A-3: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen A1_stabil (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003)

Kriterien / Strategien	Netto-nutzen Binnen-fischerei [Mio. 2003-€, 2% Dis-kont]	Rang	Nettonutzen Wasser-bereitstel-lung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Netto-nutzen Konditio-nierung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Nachnut-zungs-tourismus [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Obere Spree gesamt [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Wasserver-fügbarkeit Industrie [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Wasserver-fügbarkeit ökologische Mindestab-flüsse [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Spreewald [m³/s]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Berlin [m³/s]	Rang
Basis	0	3	0	5	0	4	0	5	0	5	89,9	2	99,1	4	14,1	3	25,7	4
Flutung	-1,60	5	10,57	2	-0,60	5	11,51	1	19,88	2	88,0	5	99,5	1	14,2	2	25,8	2
RedFl	-0,01	4	41,35	1	0,01	3	3,13	2	44,49	1	89,9	2	99,2	2	14,0	5	25,6	5
OderBB	0,02	1	< 0,67	3	0,70	1	2,41	3	< 3,80	3	90,0	1	99,2	2	14,3	1	25,9	1
OderBln	0,01	2	< 0,53	4	0,15	2	0,01	4	< 0,71	4	89,9	2	99,1	4	14,1	3	25,8	2

Tab. A-4: Impaktmatrix für Entwicklungsrahmen A1_wandel (Arbeitsstand GLOWA Elbe 1; Okt 2003)

Kriterien / Strategien	Netto-nutzen Binnen-fischerei [Mio. 2003-€, 2% Dis-kont]	Rang	Nettonutzen Wasser-bereitstel-lung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Netto-nutzen Konditio-nierung [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Nachnut-zungs-tourismus [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Nettonutzen Obere Spree gesamt [Mio. 2003-€, 2% Diskont]	Rang	Wasserver-fügbarkeit Industrie [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Wasserver-fügbarkeit ökologische Mindestab-flüsse [mittlere Be-darfsdeckung in %]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Spreewald [m³/s]	Rang	Mittlere aggregierte Wasser-zuflüsse Berlin [m³/s]	Rang
Basis	0	3	0	4	0	3	0	5	0	5	86,4	3	96,9	3	12,1	3	18,3	4
Flutung	-3,73	5	13,62	2	-0,61	5	13,35	1	22,63	2	81,3	5	98,0	1	12,4	2	18,6	3
RedFl	-0,04	4	41,53	1	-0,02	4	2,78	3	44,26	1	86,4	3	96,9	3	12,0	5	18,2	5
OderBB	0,17	1	< -1,07	5	0,92	1	3,21	2	< 3,23	3	87,0	1	97,1	2	12,5	1	18,7	2
OderBln	0,09	2	< 0,74	3	0,30	2	0,06	4	< 1,18	4	86,6	2	96,9	3	12,1	3	18,9	1

Literaturverzeichnis

BARTH, F. 1999, *Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg*. In: Wasserwirtschaft, 88 (9), S. 446-449. 1999.

BTU, UFZ UND WASY 2002, *Ergebnisse des Stakeholder Fachgesprächs „Wasserbewirtschaftung unter geänderten Rahmenbedingungen“ am 18.6.2002*, Bericht, 70 S.

DIETRICH, O., HENTSCHEL, M., KAYSER, M., QUAST, J., REDETZKY, M., SCHILLING, C., SCHRAMM, M., TAUSCHKE, R. 2004, *Wasserhaushalt und Wassermanagementstrategien für die Feuchtgebietsregion Spreewald - Schlussbericht zum BMBF-Forschungsprojekt GLOWA-Elbe*. Müncheberg: ZALF.

DRECHSLER, M. 2001, *Verfahren der multikriteriellen Analyse bei Unsicherheit*. In: Horsch, H., Ring, I., Herzog, F. (Hg.), Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und –umsetzung, Metropolis Verlag, Marburg, S. 269-292.

DVWK 1996, *Fluß und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte*. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft (240), Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. 1996.

DVWK 1999, *Ermittlung einer ökologisch begründeten Mindestwasserführung mittels Halbkugelmethode und Habitat-Prognose-Modell*. DVWK Schriften (123), Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. 1999.

ECKART-MONTANCONSULT UND PLANUNG/IBA FÜRST-PÜCKLER-LAND 2002, *Erarbeitung der Stufe 1 des touristischen Wirtschafts- und Nutzungskonzeptes zur abgestimmten Entwicklung der entstehenden Wasserflächen der Lausitzer Seenkette.* Görlitz/Großräschen. 2002. Im Auftrag des brandenburgischen und sächsischen Wirtschaftsministeriums.

FINKE, W., RACHIMOW, C., PFÜTZNER, B. 2003, *Untersuchungen zu Wasserdargebot und -verfügbarkeit im Ballungsraum Berlin im Rahmen des Verbundprojektes GLOWA Elbe*. Koblenz: BfG-Bericht 1387.

IPCC 2000: *Climate Change 2000, Summary for policy makers*. Cambridge University Press. Cambridge.

KADEN, S. UND M. REDETZKY 2000, *Simulation von Bewirtschaftungsprozessen*. In: Oppermann, R. (Hrsg.): BfG-Mitteilungen, Wasserbewirtschaftung an Bundeswasserstraßen - Probleme, Methoden, Lösungen - Kolloquium am 14./15. September 1999. Koblenz, Berlin (Bundesanstalt für Gewässerkunde).

KALTOFEN, M., H. KOCH, M. SCHRAMM, U. GRÜNEWALD UND S. KADEN, *Anwendung eines Langfristbewirtschaftungsmodells für multikriterielle Bewertungsverfahren – Szenarien des globalen Wandels im bergbaugeprägten Spreegebiet*. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (1) 2004. (*Eingereicht im September 2003).*

KARKUSCHKE, M. 2003, *Methodische Ansätze zur integrierten hydrologisch-ökonomischen Bewertung veränderter Wasserverfügbarkeit in der Binnenfischerei – Theorie und Praxis*. Internes Arbeitspapier UFZ, 33 S.

KLEMM, R. 2001, *Bericht zur Wirtschaftlichkeit sächsischer Teichwirtschaften 1996/97 bis 1999/2000*. Hg. von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. 2001.

KOCH, H., M. KALTOFEN, U. GRÜNEWALD, F. MESSNER, M. KARKUSCHKE, O. ZWIRNER UND M. SCHRAMM, *Scenarios of Water Resources Management in the Lower Lusatian Mining District, Germany*. In: Hüttl, R. F. (Hg.), International Conference „Disturbed Landscapes", *Ecological Modelling*, Special Issue (*eingereicht*).

LANGNER, N. 2002, *Experteninterviews am 18.4.02, 23.4.02 und 16.7.0.* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Binnenfischerei.

LIWAG 2000, Protokoll der 10. LIWAG-Sitzung.

LMBV 2002, *Dr. Benthaus, mündliche Auskunft*. November 2002

LUA BB 1998, *Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch. Elbegebiet, Teil II. Havel mit deutschem Odergebiet. 1995. 1.11.1994 - 31.12.1995.* (Landesumweltamt Brandenburg), Potsdam.

MESSNER, F. 2004, *Scenario Analysis in the Elbe River Basin as Part of Integrated Assessment*. In: Erickson, J., Messner, F., Ring, I. (Hg.), *Sustainable Watershed Management in Theory and Practice,* (ch. 4), Elsevier Science, 2004 (in Druck).

MESSNER, F., O. ZWIRNER UND M. KARKUSCHKE 2004, *Participation in Multicriteria Decision Support for the Resolution of a Water Allocation Problem in the Spree River Basin*. Eingereicht bei *Land Use Policy (akzeptiert im Juli 2003).*

PFÜTZNER, B. UND E. GLOS 1986, *Das Einzugsgebietsmodell EGMOD für wasserwirtschaftliche Planung und Durchflußvorhersagen im Flachland der DDR*. In**:** Wasserwirtschaft - Wassertechnik (7) 1986.

PIK (POTSDAMER INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG) 2004, Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. PIK-Report, März 2004, Potsdam.

PROCTOR, W., DRECHSLER, M. 2004, Deliberative Multi-criteria Evaluation, in: *Environment and Planning C: Government and Policy (in Druck).*

PUSCH, M., KÖHLER, J., WANNER, S., OCKENFELD, K., HOFFMANN, A., BRUNKE, M., GRÜNERT, U., KOZERSKI, H.-P. 2001, *Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflußreduktion*. Berichte des IGB (11), Berlin.

SCHRAMM, M. 1995: *Die Bewirtschaftungsmodelle LBM und GRM und ihre Anwendung auf das Spreegebiet*. In: BfG-Mitteilungen (8) 1995. S. 7-19.

VINCKE, P. 1992, Multicriteria Decision-Aid, New York.

VÖGELE, S. UND P. MARKEWITZ 2001, *Die Analyse des deutschen Strommarktes mit Focus auf die neuen Bundesländer sowie die Ableitung von möglichen Strommarkt-Entwicklungsszenarien bis zum Jahr 2050. Endbericht.* Jülich (Forschungszentrum Jülich).

WERNER, P.C. UND F.W. GERSTENGARBE 1997, *Proposal for the development of climate scenarios.* In: Inter-Research (Hrsg.): Climate Research, Oldendorf.