

Analyse der potenziellen Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung der Lausitz

Von der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften genehmigte Dissertation

von

Diplom-Hydrologin

Ina Pohle, geb. Umlauf

aus Dresden

Gutachter:	Prof. Dr. rer. nat. habil. Uwe Grünewald
Gutachter:	Prof. Dr. rer. nat. Doerthe Tetzlaff
Tag der mündlichen Prüfung:	22.09.2014

“It is change, continuing change, inevitable change, that is the dominant factor in society today. No sensible decision can be made any longer without taking into account not only the world as it is, but the world as it will be ...” Isaac Asimov (1981)

Kurzfassung

In den Lausitzer Flusseinzugsgebieten bestehen aufgrund eines verhältnismäßig geringen natürlichen Wasserdargebots und durch die Auswirkungen des Braunkohlebergbaus bzw. dessen abrupten Rückgangs in den 1990er Jahren Probleme hinsichtlich der Bereitstellung von Wasser in ausreichender Menge und Qualität für die vielfältigen Nutzungen. Vor diesem Hintergrund sind die Auswirkungen potenzieller Klima- (ansteigende Temperaturen und sinkende Niederschläge) und Landnutzungsänderungen (weiterer Rückgang des Braunkohlebergbaus sowie verstärkter Anbau agrarischer Energiepflanzen) auf die regionalen Wasserressourcen von besonderem Interesse. Es stellt sich die Frage, in welchem Ausmaß wasserwirtschaftliche Engpässe möglicherweise verschärft werden bzw. durch gezielte Anpassungsmaßnahmen ausgeglichen werden können.

Voraussetzung zur Ableitung von Anpassungsmaßnahmen sind ortsspezifische Antworten hinsichtlich der möglichen Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung. Diese wurden mit einem Ensemble aus den regionalen Klimamodellen STAR und WettReg, Landnutzungsszenarien in Bezug auf Braunkohlebergbau und Energiepflanzenanbau, den hydrologischen Modellen SWIM und EGMO sowie dem Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo untersucht.

Als Grundlage für die Analyse wurden mit dem ökohydrologischen Modellsystem SWIM für die Einzugsgebiete von Schwarzer Elster, Dahme, Spree (bis Pegel Große Tränke) und Lausitzer Neiße (bis Pegel Steinbach) je ein Modell zur Simulation des natürlichen Wasserhaushalts aufgebaut. Der klassische Ansatz zur Modellparametrisierung durch Kalibrierung anhand beobachteter Abflüsse ist aufgrund der starken anthropogenen Überprägung des Abflussgeschehens durch Braunkohlebergbau und Wasserwirtschaft erschwert. Daher erfolgte zunächst eine Kalibrierung für weniger überprägte Teileinzugsgebiete, anschließend wurden die Modellparameter durch Regionalisierung auf die Gesamtgebiete übertragen.

Bei Simulationen mit SWIM für Klimaszenarien mit ansteigender Jahresmitteltemperatur zeigen sich Zunahmen der potenziellen Verdunstung um bis zu 30 % im langjährigen Mittel. Aufgrund der in diesen Szenarien projizierten Abnahme der Niederschlagsjahressummen steigt die mittlere reale Verdunstung nur um bis zu 10 %, weiterhin ergibt sich ein Rückgang der Jahresmittel von Abfluss und Grundwasserneubildung um bis zu 60 %. Ein Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters und damit die Vergrößerung der abflusswirksamen Einzugsgebietsfläche mindert die Auswirkungen der klimatischen Änderungen geringfügig. Bei einem verstärkten Anbau von Winterraps ergeben sich bei gleichem Klimaszenario aufgrund verringerter realer Verdunstung höhere Abflüsse und Grundwasserneubildungsraten im Vergleich zu Winterweizen als Referenzvariante. Die Ergebnisse der natürlichen Wasserhaushaltskomponenten spiegeln hohe Bandbreiten der Klimaprojektionen wider. Unsicherheiten bestehen weiterhin in der hydrologischen Reaktion auf geänderte klimatische Bedingungen, wie Vergleiche der Ergebnisse von SWIM mit denen des hydrologischen Modells EGMO aufzeigen. Im Vergleich dazu sind die mit den Landnutzungsänderungen verbundenen Unsicherheiten eher von untergeordneter Bedeutung.

Durch den Rückgang der natürlichen Abflüsse und von Sumpfungswassereinleitungen ergeben sich in der Simulation der Wassermengenbewirtschaftung mit WBalMo Abnahmen der bewirtschafteten Abflüsse um bis zu 50 %. Das hätte zur Folge, dass die Nutzeransprüche nicht mehr ausreichend erfüllt werden können. Es zeigte sich, dass die negativen Auswirkungen der Klima- und Landnutzungsänderungen durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen innerhalb des Untersuchungsgebiets, wie zum Beispiel eine geänderte Speicherbewirtschaftung, nicht ausreichend gemindert werden, die Überleitung von Wasser aus der Elbe jedoch eine geeignete Anpassungsoption darstellt. Die Unsicherheiten bezüglich der natürlichen Wasserhaushaltskomponenten ziehen in der Simulation der Wassermengenbewirtschaftung hohe Bandbreiten der Ergebnisse nach sich.

Der Ansatz der ensemblegestützten Analyse erlaubt es, Auswirkungen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen auf die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten und die Wassermengenbewirtschaftung abzuschätzen und damit verbundene Unsicherheiten zu berücksichtigen sowie mögliche Anpassungsoptionen zu identifizieren.

Abstract

In the Lusatian river catchments, the allocation of water in sufficient quantity and of adequate quality for various purposes is constrained by relatively low natural water availability as well as by the consequences of lignite mining and its rapid decrease in the 1990s. Thus, the impacts of potential climate (increasing temperature and decreasing precipitation) and land use changes (further decrease of the mining activities and an increasing cultivation of arable energy crops) on water resources are of major interest. The fundamental question is to what extent the already existing deficits in water management are exacerbated and whether they can be mitigated by adaptation measures.

In order to derive adaptation measures, site-specific results regarding the possible impacts of climate and land use changes on the natural water balance as well as on water resources management are necessary. Therefore, an ensemble consisting of the regional climate models STAR and WettReg, land use scenarios in terms of lignite mining and energy crop production, the hydrological models SWIM and EGMO, as well as the long term water management model WBalMo is used.

As a prerequisite for the analysis, the ecohydrological model SWIM was set up for the catchments of the Schwarze Elster River, the Dahme River, the Spree River (up to Große Tränke gauge) and the Lusatian Neisse River (up to Steinbach gauge) each in order to simulate natural water balance components. The traditional approach of calibrating hydrological models based on time series of observed discharges is aggravated due to the strong impacts of mining and water management on discharge. Therefore, in a first step the models were calibrated for subcatchments with only minor anthropogenic influence on discharge. In a second step, the model parameters were transferred to the entire catchments via regionalization.

In climate scenarios with increasing temperature, SWIM simulates increases in the potential evapotranspiration of up to 30 % on the long term average. As declining precipitation is projected in these scenarios, the actual evapotranspiration increases by 10 % on average only, whereas discharge and groundwater recharge decline by up to 60 %. The declining ground water depression cone and thus the increase of the catchment area contributing to runoff only slightly alleviates the effects of climate change. An increasing cultivation of winter oil seed rape results in slightly reduced actual evapotranspiration and therefore in increased discharge and ground water recharge compared to simulations with the same climate scenario and winter wheat as reference crop. Overall, the simulation results of the natural water balance components reflect high bandwidths of the climate projections. Further uncertainties are added by the hydrological reaction to changing climate conditions, as shown by comparing the results of SWIM with those of the hydrological model EGMO. In comparison, the uncertainties related to land use changes are minor.

Due to decreasing natural discharges as well as decreasing mining discharges, which are released into the rivers, simulations with WBalMo show declining managed discharges by 50 % on the long term average. As a consequence, the demands of the water users cannot be satisfied sufficiently. The impacts of climate and land use changes cannot be adequately mitigated by adaptation measures in terms of an altered management within the study region, e.g. reservoir management. A transfer of water from the Elbe River to the study region, however, might be a feasible option to alleviate negative climate and land use change impacts. The uncertainties associated with the simulation of natural discharges also cause high bandwidths in the simulation of water management regarding climate and land use scenarios as well as hydrological models.

The ensemble-based analysis allows the assessment of (1) potential climate and land use change impacts on the natural water balance components as well as on the water resources management in the Lusatian river catchments, (2) uncertainties in these impacts and (3) feasible adaptation options.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit am Lehrstuhl für Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg (bis Juni 2013 Brandenburgische Technische Universität Cottbus). Die Anfertigung der Arbeit wurde ermöglicht durch ein Stipendium im Rahmen der Internationalen Graduiertenschule der Brandenburgischen Technischen Universität aus Mitteln des Brandenburgischen Ministeriums für Wissenschaft, Forschung und Kultur sowie im Rahmen des Teilprojekts 21 „Instrumentarien für die nachhaltige regionale wasserwirtschaftliche Planung und Entwicklung - Beispiel Lausitz“ des Verbundprojektes Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Brandenburg Berlin (INKA BB) gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung und die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH.

An dieser Stelle möchte ich allen danken, die das Entstehen meiner Dissertation durch das entgegengebrachte Interesse und den fachlichen Austausch unterstützt haben.

Zuallererst danke ich Prof. Dr. Uwe Grünwald, der diese Arbeit ermöglicht hat, für das fachliche Interesse, die mir gewährten Freiheiten und die Übernahme des Erstgutachtens.

Prof. Dr. Doerthe Tetzlaff danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens und die wertvollen Hinweise zur Strukturierung und Fokussierung der Dissertationsschrift.

Dr. Hagen Koch begleitete die Arbeit fachlich und unterstützte mich in der Promotionsphase. Ihm danke ich insbesondere für die Hilfe bei der Einarbeitung in WBalMo und die Bereitstellung von Ergebnissen und Methoden aus seiner Forschungstätigkeit (z. B. Bergbauszenarien, Mengen der möglichen Elbeüberleitung, dynamischer Ansatz zur Bestimmung des Kühlwasserbedarfs thermischer Kraftwerke).

Dr. Tobias Conradt danke ich für die Unterstützung beim Einstieg in SWIM und die Übergabe der durch ihn entwickelten Modellerweiterungen.

Bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern sowie Prof. Dr. Christoph Hinz als Leiter des Lehrstuhls für Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit bedanken. Insbesondere gilt mein Dank Dr. Dagmar Schoenheinz für die intensive Auseinandersetzung mit dem Manuskript und die stetige Ermutigung in der Endphase der Promotion. Auch Sabine Schümborg hat durch wertvolle Hinweise zur Präzisierung der Dissertationsschrift beigetragen. Anne Gädeke danke ich für die konstruktive ebenso wie ausgesprochen harmonische Zusammenarbeit im Teilprojekt 21 von INKA BB.

Für die im Rahmen des Teilprojektes 21 von INKA BB zur Verfügung gestellten Ergebnisse von EGMO sowie die Übergabe der Software WBalMo 4 im Wochenzeitschritt bedanke ich mich bei Dr. Michael Kaltfofen, Martina Schramm, Michael Redetzky und Fabian Müller.

Meinen Eltern danke ich herzlich für die volle Unterstützung in meinem bisherigen Bildungs- und Lebensweg.

Besonderer Dank gilt meinem Mann Michèl, der mich während der Promotionsphase nicht nur durch seine unendliche Geduld und die praktische Lösung einiger IT-Probleme auf unschätzbare Weise unterstützte.

Allen anderen, die durch Diskussionen, Inspiration und Motivation zum Entstehen dieser Arbeit beigetragen haben, möchte ich lieber persönlich danken.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	V
Abstract	VII
Danksagung	IX
1 Einleitung	1
1.1 Wasserhaushalt und Wassermengenbewirtschaftung im Kontext von Klima- und Landnutzungswandel	1
1.2 Problemstellung im Untersuchungsgebiet	2
1.3 Einordnung der Arbeit	2
1.4 Ziel der Arbeit	3
2 Stand des Wissens	4
2.1 Klimaänderungen	4
2.1.1 Beobachtungen und Tendenzen	4
2.1.2 Quantifizierung von potenziellen Klimaänderungen	4
2.1.3 Auswirkungen klimatischer Änderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung	5
2.1.4 Auswirkungen klimatischer Änderungen auf das Pflanzenwachstum	6
2.2 Landnutzungsänderungen	6
2.2.1 Abschätzung von potenziellen Landnutzungsänderungen	6
2.2.2 Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt	7
2.2.3 Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung	7
2.3 Hydrologische Modellierung	8
2.3.1 Grundlagen der hydrologischen Modellierung	8
2.3.2 Parametrisierung von hydrologischen Modellen	10
2.3.3 Quantifizierung der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt mittels hydrologischer Modellierung	11
2.4 Wasserbewirtschaftungsmodellierung	12
2.4.1 Grundlagen der Wasserbewirtschaftungsmodellierung	12
2.4.2 Erfassung der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung	13
2.5 Unsicherheiten bei der Simulation potenzieller Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung	13
3 Präzisierung der Aufgabenstellung	16
4 Das Untersuchungsgebiet	18
4.1 Allgemeines	18
4.2 Klimatische Verhältnisse	20
4.3 Landnutzung und Landnutzungsänderungen	20
4.4 Wassermengenbewirtschaftung	21
5 Simulation des natürlichen Wasserhaushalts im Untersuchungsgebiet mit SWIM	22
5.1 Methodik	22
5.1.1 Das ökohydrologische Modellsystem SWIM	22
5.1.2 Datengrundlage und Datenaufbereitung	23
5.1.3 Aufbau und Parametrisierung des ökohydrologischen Modellsystems SWIM	25
5.2 Ergebnisse	26
5.2.1 Modellparametrisierung	26
5.2.2 Vergleich mit Abflüssen aus weiteren Datenquellen	27
5.2.3 Simulation von Wasserhaushaltskomponenten anhand beobachteter meteorologischer Größen	29
5.3 Diskussion	31
5.3.1 Modellparametrisierung	31
5.3.2 Vergleich mit Abflüssen aus weiteren Datenquellen	33
5.3.3 Simulation von Wasserhaushaltskomponenten anhand beobachteter meteorologischer Größen	33

5.4	Zusammenfassung	34
6	Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt im Untersuchungsgebiet	36
6.1	Methodik	36
6.1.1	Klimaeingangsdaten	36
6.1.2	Landnutzungsszenarien	37
6.1.3	Hydrologische Modellierung	38
6.2	Ergebnisse	39
6.2.1	Potenzielle Klimaänderungen	39
6.2.2	Auswirkungen der klimatischen Änderungen	41
6.2.3	Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Bergbauszenarien	47
6.2.4	Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Energiepflanzenszenarien	49
6.3	Diskussion	54
6.3.1	Potenzielle Klimaänderungen	54
6.3.2	Auswirkungen der klimatischen Änderungen	54
6.3.3	Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Bergbauszenarien	57
6.3.4	Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Energiepflanzenszenarien	57
6.3.5	Unsicherheiten	59
6.4	Zusammenfassung	61
7	Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet	62
7.1	Methodik	62
7.1.1	Szenarienauswahl	62
7.1.2	Datengrundlagen	63
7.1.3	Das Wasserbewirtschaftungsmodell WBalMo	64
7.1.4	Umstellung des Simulationszeitschritts	65
7.1.5	Ermittlung des Kühlwasserbedarfs der thermischen Kraftwerke	66
7.1.6	Anpassungsoptionen	66
7.2	Ergebnisse	67
7.2.1	Auswirkungen der Umstellung des Simulationszeitschritts	67
7.2.2	Dynamischer Ansatz zur Simulation des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke	68
7.2.3	Auswirkungen der Klima- und Bergbauszenarien	70
7.2.4	Konsequenzen der Anpassungsoptionen	82
7.3	Diskussion	86
7.3.1	Auswirkungen der Änderung des Zeitschritts	86
7.3.2	Dynamischer Ansatz zur Simulation des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke	86
7.3.3	Auswirkungen der Klima- und Bergbauszenarien	87
7.3.4	Konsequenzen der Anpassungsoptionen	91
7.3.5	Unsicherheiten	94
7.4	Zusammenfassung	95
8	Synthese und generelle Schlussfolgerungen	97
8.1	Synthese der Ergebnisse	97
8.2	Synthese zu den Unsicherheiten	99
8.3	Generelle Schlussfolgerungen	101
9	Zusammenfassung und weiterer Forschungsbedarf	104
9.1	Zusammenfassung	104
9.2	Weiterer Forschungsbedarf	105
	Literatur	i

Abbildungsverzeichnis

Abbildungen im Text

Abb. 2.1 Unsicherheitskaskade der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung (Darstellung verändert nach Viner (2002))	14
Abb. 3.1 Verwendetes Modellensemble	16
Abb. 4.1 Lage des Untersuchungsgebiets.....	18
Abb. 5.1 Vergleich langjähriger mittlerer Abflüsse für ausgewählte Pegel	28
Abb. 5.2 Vergleich langjähriger mittlerer monatlicher (links) und jährlicher Abflüsse (rechts) am Pegel Löben.....	28
Abb. 5.3 Potenzielle (ET_p) und reale Verdunstung (ET_r) im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster	29
Abb. 5.4 Klimatische Wasserbilanz (KWB) im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Jahressummen)	30
Abb. 5.5 Abflusshöhe (R) und Grundwasserneubildung (GWN) im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster	30
Abb. 5.6 Abflüsse Q von Schwarzer Elster, Dahme, Spree (Große Tränke) und Lausitzer Neiße (Steinbach)	31
Abb. 5.7 Vorgehen und Ergebnisse der Parametrisierung von SWIM	35
Abb. 6.1 Jahresmitteltemperatur T und Jahresniederschlagssumme P als Mittelwerte sowie 25 %- und 75 %-Quantile	40
Abb. 6.2 Niederschläge P im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster	41
Abb. 6.3 Potenzielle Verdunstung ET_p im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster	42
Abb. 6.4 Reale Verdunstung ET_r im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.....	42
Abb. 6.5 Klimatische Wasserbilanz KWB im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.....	43
Abb. 6.6 Abflusshöhe R im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster	44
Abb. 6.7 Abflusshöhe R im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster für Landnutzungskategorien (links) bzw. Bodentypen (rechts)	45
Abb. 6.8 Abfluss der Pulsnitz am Pegel Ortrand	45
Abb. 6.9 Abfluss der Schwarzen Elster	46
Abb. 6.10 Grundwasserneubildung GWN im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster	47
Abb. 6.11 Mittlerer Abfluss in Periode 2050 für ausgewählte Pegel in Klima- und Bergbauszenarien	48
Abb. 6.12 Mittlere Jahressummen der realen Verdunstung ET_r bei Klima- und Energiepflanzenzenarien.....	49
Abb. 6.13 Mittlerer jährlicher Abfluss Q bei Klima- und Energiepflanzenzenarien.....	50
Abb. 6.14 Mittlerer jährlicher Abfluss Q bei Klima- und Energiepflanzenzenarien für Teileinzugsgebiete.....	50
Abb. 6.15 Mittlere Beobachtungswerte und Simulationsergebnisse der Ernteerträge von Anbaukulturen.....	52
Abb. 6.16 Korrelationskoeffizienten r zwischen Ernteerträgen von Anbaukulturen und Klimagrößen	53
Abb. 6.17 Relative Änderung des Ernteertrags von Anbaukulturen im Szenariozeitraum 2045-2054 ..	53
Abb. 7.1 Rückgang von Sümpfungswassereinleitung und Kühlwasserverbrauch in den Bergbauszenarien.....	64

Abb. 7.2 Beispiel für Auswirkungen der Auslasskapazität bei der Verfeinerung des Simulationszeitschritts	65
Abb. 7.3 Mittlere Abgabe (links), maximale Abgabe (Mitte) und Speicherinhalt (rechts) des Speichersystems Lohsa II im Monats- und Wochenzeitschritt in Periode 2020	68
Abb. 7.4 Mittlerer Abfluss an den Pegeln Bautzen, Cottbus und Große Tränke im Monats- und Wochenzeitschritt in Periode 2020	68
Abb. 7.5 Kühlwasserbedarf des Kraftwerks Jänschwalde	69
Abb. 7.6 Prozentuale Unterschiede im Speicherinhalt der Talsperre Bautzen und im Abfluss am Pegel Leibsch	69
Abb. 7.7 Bewirtschafteter Abfluss der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer	70
Abb. 7.8 Überschreitungsdauerlinien des mittleren bewirtschafteten Abflusses der Schwarzen Elster am Pegel	71
Abb. 7.9 Bewirtschafteter Abfluss der Spree am Pegel Cottbus	73
Abb. 7.10 Überschreitungsdauerlinien der Jahresmittel der bewirtschafteten Abflüsse der Spree an den Pegeln	73
Abb. 7.11 Prozentuale Einhaltung des Mindestabflusses von 4,5 m ³ /s am Pegel Leibsch	75
Abb. 7.12 Inhalt des Speichers Knappenrode bezogen auf die Kapazität von 3,5 hm ³	77
Abb. 7.13 Überschreitungsdauerlinien des Speicherinhalts der Speicher Knappenrode, Bautzen und Lohsa II	77
Abb. 7.14 Flutungsabschluss des Cottbuser Ostsees	80
Abb. 7.15 Kühlwasserbedarf, bilanzierte Kühlwasserentnahme (in Abhängigkeit von Kühlwasserbedarf und Wasserverfügbarkeit) und Defizit der Kühlwasserversorgung des Kraftwerks Jänschwalde	82
Abb. 7.16 Mögliche Elbeüberleitung nach Koch et al. (2014b) und bilanzierte Überleitung	83
Abb. 7.17 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Abfluss der Spree am Pegel Leibsch	84
Abb. 7.18 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für die Abgabe aus dem Speichersystem Lohsa II	84

Abbildungen in den Anlagen

Anlage A

Abb. A 1 Bodentypen im Untersuchungsgebiet	xvi
Abb. A 2 Klimadiagramme der Referenzperiode 1961-1990	xviii
Abb. A 3 Jahresmitteltemperatur T und Jahresniederschlag P im Zeitraum 1951-2006	xviii
Abb. A 4 Landnutzung im Untersuchungsgebiet auf Grundlage von CORINE Land Cover	xix
Abb. A 5 Karte des Untersuchungsgebiets mit den in Flutung befindlichen Tagebauseen (Auswahl)	xix

Anlage B

Abb. B 1 Modellstruktur des ökohydrologischen Modells SWIM zur integrierten Simulation des Wasserkreislaufs	xxi
Abb. B 2 Landnutzungsanteile nach CORINE Land Cover und unter Zuweisung der Feuchtgebiete anhand der Bodenkarten	xxii
Abb. B 3 Nutzung von Vergleichsdaten an Pegeln	xxiv
Abb. B 4 Parameter nach Kalibrierung unter Normierung auf den jeweiligen Maximalwert aus Tab. B 6	xxv

Abb. B 5 Gütekriterien bei Kalibrierung (K) und Validierung (V) aller Modellparameter	xxvi
Abb. B 6 Gütekriterien bei der Kalibrierung (K) und Validierung (V) der sensitivsten Modellparameter	xxvi
Abb. B 7 Karten der räumlich angepassten Parameter e_{cal} , abf_1 , $sccor$ und $pcfacts$	xxvii
Abb. B 8 Vergleiche mit N-A-U-Kartenwerk und Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster ..	xxviii
Abb. B 9 Vergleich mit DIFGA.....	xxviii
Abb. B 10 Potenzielle (ET_p) und reale Verdunstung (ET_r) in der Referenzperiode 1961-1990.....	xxix
Abb. B 11 Potenzielle (ET_p) und reale Verdunstung (ET_r) im Zeitraum 1956-2003 (Jahressummen)	xxix
Abb. B 12 Klimatische Wasserbilanz (KWB) im Zeitraum 1956-2003 (Jahressummen)	xxx
Abb. B 13 Abflusshöhe (R) und Grundwasserneubildung (GWN) in der Referenzperiode 1961-1990	xxx
Abb. B 14 Abflusshöhe (R) und Grundwasserneubildung (GWN) im Zeitraum 1956-2003 (Jahressummen).....	xxxi
Anlage C	
Abb. C 1 Anteil des Grundwasserabsenkungstrichters an Teileinzugsgebieten in Bergbauszenarien	xxxv
Abb. C 2 Übersicht über die Verfügbarkeit von Mittelwerten beobachteter Ernteerträge	xxxv
Abb. C 3 Projizierter Niederschlag P der Klimaszenarien (korrigiert) in den Einzugsgebieten	xxxvii
Abb. C 4 Potenzielle Verdunstung ET_p in den Einzugsgebieten	xxxviii
Abb. C 5 Reale Verdunstung ET_r in den Einzugsgebieten.....	xxxix
Abb. C 6 Reale Verdunstung ET_r differenziert nach der Landnutzungskategorie	xl
Abb. C 7 Reale Verdunstung ET_r differenziert nach Bodentypen	xl
Abb. C 8 Klimatische Wasserbilanz KWB in den Einzugsgebieten.....	xli
Abb. C 9 Abflusshöhe R in den Einzugsgebieten	xlvi
Abb. C 10 Abflusshöhe R differenziert nach der Landnutzungskategorie	xlvi
Abb. C 11 Abflusshöhe R differenziert nach Bodentypen	xlvi
Abb. C 12 Abfluss der Spree am Pegel Bautzen	xlv
Abb. C 13 Abfluss der Einzugsgebiete	xlv
Abb. C 14 Grundwasserneubildung GWN in den Einzugsgebieten	xlvi
Abb. C 15 Grundwasserneubildung GWN differenziert nach der Landnutzungskategorie	xlvii
Abb. C 16 Grundwasserneubildung GWN differenziert nach Bodentypen	xlvii
Abb. C 17 Mittelwerte des Abflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer in Fünfjahresperioden.....	xlvi
Abb. C 18 Mittelwerte des Abflusses an der Mündung der Schwarzen Elster in Fünfjahresperioden	xlvi
Abb. C 19 Mittelwerte des Abflusses der Spree am Pegel Cottbus in Fünfjahresperioden	xlix
Abb. C 20 Mittelwerte des Abflusses der Spree am Pegel Große Tränke in Fünfjahresperioden	xlix
Abb. C 21 Mittlere Jahressummen der Grundwasserneubildung GWN für Klima- und Energiepflanzenzenarien.....	l
Abb. C 22 Simulationsergebnisse der Realisierungen 19 und 46 von S 3K in der Vegetationsperiode in 2054.....	li
Abb. C 23 Mittlere Temperaturen und Niederschlagssummen in der Vegetationsperiode	lii

Anlage D

Abb. D 1 Entwicklung der Sumpfungswassereinleitungen der Tagebaue in den Bergbauszenarien ...	liii
Abb. D 2 Entwicklung des Kühlwasserverbrauchs der Kraftwerke in den Bergbauszenarien	liv
Abb. D 3 Mögliche Mengen der Elbeüberleitung nach Koch et al. (2009) und Koch et al. (2014b).....	liv
Abb. D 4 Bewirtschafteter Abfluss der Schwarzen Elster an der Mündung in die Elbe.....	liv
Abb. D 5 Bewirtschafteter Abfluss der Spree am Pegel Leibsch.....	lv
Abb. D 6 Bewirtschafteter Abfluss der Spree am Pegel Große Tränke	lv
Abb. D 7 Einhaltung des Mindestabflusses der Spree am Pegel Große Tränke	lvi
Abb. D 8 Speicherinhalt der Talsperre Bautzen bezogen auf die Kapazität von 24,2 hm ³	lvi
Abb. D 9 Speicherinhalt des Speichersystems Lohsa II bezogen auf die Kapazität von 60,5 hm ³	lvii
Abb. D 10 Speicherinhalt der Talsperre Spremberg bezogen auf die maximale Kapazität von 20,8 hm ^{3*}	lvii
Abb. D 11 Überschreitungsdauerlinien des relativen Speicherinhalts der Talsperre Spremberg und des zukünftigen Cottbuser Ostsees und der Menge der Neißeüberleitung in Periode 2050	lviii
Abb. D 12 Speicherinhalt des zukünftigen Cottbuser Ostsees bezogen auf die Kapazität von 28,2 hm ³	lviii
Abb. D 13 Inhalte der zukünftigen Tagebauseen an Stelle der Tagebaue Nochten und Welzow Süd	lviii
Abb. D 14 Überleitungsmengen aus der Lausitzer Neiße in das Einzugsgebiet der Spree	lix
Abb. D 15 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Abfluss der Spree am Pegel Große Tränke.....	lx
Abb. D 16 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Inhalt des Speichersystems Lohsa II	lx
Abb. D 17 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Inhalt der Talsperre Bautzen	lx
Abb. D 18 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Inhalt der Talsperre Spremberg	lxi

Tabellenverzeichnis

Tabellen im Text

Tab. 4.1 Erläuterungen zu Abb. 4.1	18
Tab. 4.2 Geografische und hydrografische Eigenschaften der Einzugsgebiete	19
Tab. 4.3 Meteorologische Charakteristika im Untersuchungsgebiet	20
Tab. 5.1 Räumliche Diskretisierung der Modelle	25
Tab. 5.2 Angepasste Werte der Modellparameter	27
Tab. 6.1 Räumliche Diskretisierung der hydrologischen Modelle SWIM und EGMO	38
Tab. 6.2 Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsszenarien auf den natürlichen Abfluss	61
Tab. 7.1 Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsszenarien auf die Wassermengenbewirtschaftung	95
Tab. 7.2 Potenzielle Konsequenzen von Anpassungsmaßnahmen auf die Wassermengenbewirtschaftung	96
Tab. 8.1 Natürliche und bewirtschaftete Abflüsse	98
Tab. 8.2 Vergleich der Unsicherheiten bei der Simulation natürlicher und bewirtschafteter Abflüsse	101

Tabellen in den Anlagen

Anlage A

Tab. A 1 Klima- und Niederschlagsstationen für Messreihen und STAR-Realisierungen	xvi
Tab. A 2 In Flutung befindliche Tagebauseen (Auswahl)	xix
Tab. A 3 Wasserwirtschaftliche Speicher und deren Kapazität inklusive Tagebauseen mit Speichernutzung (*)	xx
Tab. A 4 Thermische Kraftwerke im Untersuchungsgebiet und deren Charakteristika	xx

Anlage B

Tab. B 1 Zuweisung der tschechischen Böden laut CGS (2005) und der polnischen Böden laut IUNG (2012) zu den Bodennummern der Leitbodenprofile (LB) der deutschen Bodenkarte (BGR, 1998)...	xxi
Tab. B 2 Zuweisung der Landnutzung von CORINE Land Cover zu den Kategorien von SWIM	xxii
Tab. B 3 Parameter zur Kalibrierung der hydrologischen Prozesse in SWIM	xxiii
Tab. B 4 Pegel in Abbildung B 2	xxiv
Tab. B 5 Bestimmung der Gütekriterien bei der Simulation des Abflusses Q	xxv
Tab. B 6 Angepasste Werte der Modellparameter bei Kalibrierung anhand aller Modellparameter ..	xxv

Anlage C

Tab. C 1 Klima- und Niederschlagsstationen der Realisierungen von WettReg	xxxii
Tab. C 2 Kombinationen der mit SWIM und EGMO simulierten Szenarien	xxxvi

Anlage D

Tab. D 1 Szenarienkombinationen der Simulationen mit WBalMo	liii
Tab. D 2 Flutungsbeginn der Tagebaue in den Bergbauszenarien Differenzierung und Globalisierung	liii
Tab. D 3 Flutungsabschluss von Tagebauseen für Klima- und Bergbauszenarien	lix

Verzeichnis der Abkürzungen

Die folgenden Abkürzungen werden in der vorliegenden Arbeit verwendet

AfS	Amt für Statistik Berlin-Brandenburg
ASTER GDEM	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer Global Digital Elevation Model
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorschutz
BÜK 1000	Bodenübersichtskarte im Maßstab 1: 1 000 000
CCLM	Cosmo Climate Limited area Modelling (dynamisches regionales Klimamodell)
CGS	Czech Geological Survey (Tschechischer Geologischer Dienst)
DESTATIS	Statistisches Bundesamt
DGM	Digitales Geländemodell
DHI	Dänisches Hydraulisches Institut
DHI-WASY GmbH	Dänisches Hydraulisches Institut - Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH
DIFGA	Methodik der Differenzganglinienanalyse
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
DYN-Element	Dynamisches Element in WBalMo
EGMO	Einzugsgebietsmodell
EK	Europäische Kommission
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
FGGE	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
GCM	Global Circulation Model (Globales Klimamodell)
GLOWA	BMBF-Verbundprojekt Globaler Wandel des Wasserkreislaufes
HAD	Hydrologischer Atlas von Deutschland
INKA BB	Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Brandenburg Berlin
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUNG	Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Pulawach (Institut für Pflanzenzüchtung und Bodenkunde der Republik Polen in Pulawy)
IWB Dr. Uhlmann	Institut für Wasser und Boden Dresden Dr. Uhlmann
KWPSP	Komenda Wojewodzka Panstwowej Strazy Pozarnej we Wroclawiu (Feuerwehrezentrale in Breslau)
LAI	Leaf area index (Blattflächenindex)
LAUBAG	Lausitzer Braunkohle AG (Seit 01/2003 Vattenfall Europe Mining)
LBA	Leitbodenart der deutschen Bodenkarte 1:1 000 000
LELF	Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung (bis 07/2010 LVLF)
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LHW	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
LLFG	Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau in Sachsen-Anhalt
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
LUA	Landesumweltamt Brandenburg (seit 07/2010 LUGV)
LUGV	Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (bis 07/2010 LUA)
LVLF	Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg (seit 07/2010 LELF)

MLUV	Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (seit 11/2009 MUGV)
MUGV	Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (bis 11/2009 MLUV)
MWFK	Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kultur des Landes Brandenburg
OECD	Organisation for Economic Co-Operation and Development
PIK	Potsdam Institut für Klimafolgenforschung
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem
RCM	Regionales Klimamodell
RCP	Representative Concentration Pathway
REMO	Regionalmodell (dynamisches regionales Klimamodell)
SMUL	Sächsisches Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft
SRES	Special Report on Emission Scenarios
STAR	Statistisches Regionalisierungsmodell
StLA	Statistisches Landesamt des Freistaats Sachsen
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWIM	Soil and Water Integrated Model
UBA	Umweltbundesamt
WaSiM-ETH	Wasserhaushaltssimulationsmodell der ETH Zürich
WBalMo	Langfristbewirtschaftungsmodell Water Balance Model (WBalMo ist eingetragenes Warenzeichen der DHI-WASY GmbH)
WettReg	Wetterlagenbasierte Regionalisierungsmethode

Verzeichnis der Symbole

Symbol	Beschreibung	Dimension
A	Fläche	[km ²]
A _i	Ariditätsindex nach De Martonne (1926)	[-]
ET _p	Potenzielle Verdunstung	[mm]
ET _r	Reale Verdunstung	[mm]
GWN	Grundwasserneubildung	[mm]
NSE	Modelleffizienz nach Nash und Sutcliffe (1970)	[-]
NSE _{log}	Modelleffizienz nach Nash und Sutcliffe mit logarithmierten Werten	[-]
P	Niederschlag	[mm]
p _E	Einhaltungswahrscheinlichkeit	[%]
Q	Abfluss	[m ³ /s]
q25%	25 %-Quantil	
q75%	75 %-Quantil	
R	Abflusshöhe	[mm]
r	Korrelationskoeffizient	[-]
r ²	Bestimmtheitsmaß	[-]
RH	Relative Luftfeuchte	[%]
RVE	Relativer Volumenfehler	[%]
SI	Speicherinhalt	[m ³],[%]
T	Lufttemperatur	[°C]
t	Zeit, Zeitschritt	[s], [h], [d], [Woche], [Monat], [Jahr]
VE	Volumetrische Effizienz nach Criss und Winston (2008)	[-]

1 Einleitung

1.1 Wasserhaushalt und Wassermengenbewirtschaftung im Kontext von Klima- und Landnutzungswandel

Die Auswirkungen der globalen Erwärmung sind von weitreichender Bedeutung und stellen daher wesentliche Herausforderungen für das Wohlergehen und die Sicherheit der Weltgemeinschaft dar (Karl und Trenberth, 2003; Milly et al., 2005; Carey et al., 2010). Sie sind in den letzten Jahren Forschungsschwerpunkt der Meteorologie (Charlson et al., 1992; Webster et al., 2005), aber auch verschiedenster anderer Naturwissenschaften, wie der Meereskunde und der Biologie (z. B. Hoegh-Guldberg, 1999; Parmesan und Yohe, 2003; Thomas et al., 2004). Bereits geringe Änderungen des Klimas können sich deutlich auf die Wasserhaushaltskomponenten auswirken (Bronstert et al., 2007). Demzufolge nehmen Untersuchungen zu Auswirkungen klimatischer Veränderungen auf die hydrologischen Prozesse und die Wasserverfügbarkeit einen breiten Bereich der hydrologischen Wissenschaften ein. Sie werden auf verschiedenen räumlichen Skalen untersucht, von kleinen Einzugsgebieten (Yair und Kossovsky, 2002) bis hin zum globalen Wasserhaushalt (Alcamo et al., 2007; Döll und Müller Schmied, 2012). Im Fokus stehen die Folgen für Niedrig- (Wit et al., 2007; Schneider et al., 2013) ebenso wie Hochwasser (Prudhomme et al., 2013; Arnell und Gosling, 2014). Auch Landnutzungsänderungen können sich deutlich auf hydrologische Systeme auswirken (Calder, 1992; DeFries und Eshleman, 2004). Beispiele sind die Erhöhung von Spitzenabflüssen durch Urbanisierung (Moscrip und Montgomery, 1997) und Abholzung (Seibert und McDonnell, 2010; Birkel et al., 2012) sowie die Verringerung von Abflüssen durch Aufforstung (Fohrer et al., 2001). Zusammen stellen Klima- und Landnutzungsänderungen wesentliche Herausforderungen für die hydrologische Forschung ebenso wie für die Wassermengenbewirtschaftung dar (Sivapalan et al., 2003; Loucks und van Beek, 2005). Die Auswirkungen klimatischer Änderungen erstrecken sich meist über größere Raum- und Zeitskalen, wohingegen sich Landnutzungsänderungen insbesondere in kleinen Gebieten und kurzen Zeiträumen auf die hydrologischen Prozesse auswirken (Vörösmarty et al., 2000).

Signifikante Änderungen im natürlichen Wasserdargebot wirken sich auf die Wasserbewirtschaftung aus (Wood et al., 1997). Von Interesse ist, ob die Auswirkungen von Klima- und Landnutzungswandel durch Anpassungsmaßnahmen der Wasserwirtschaft beeinflusst werden können (Kundzewicz et al., 2008). Dementsprechend ist es auch Ziel der Europäischen Kommission, den Aspekt des Klimawandels stärker in die Pläne zur Wasserbewirtschaftung einzubeziehen (EK, 2012).

In der vorliegenden Arbeit werden unter natürlichem Wasserhaushalt die hydrologischen Bedingungen verstanden, die sich ohne Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet einstellen würde. Für die Abflüsse bedeutet dies analog zur Definition des quasi-natürlichen Abflusses bei Finke und Bjarsch (1996), dass Landnutzungsänderungen (auch hinsichtlich der Grundwasserabsenkungstrichter), Meliorationen und Änderungen im Gewässernetz enthalten sind.

In der Wassermengenbewirtschaftung werden Einflüsse auf die Abflussmenge durch Sumpfungswassereinleitungen und weitere Wassernutzungen sowie die Steuerung von wasserwirtschaftlichen Speichern und Überleitungen ebenso wie Anforderungen aufgrund von Mindestabflüssen berücksichtigt.

1.2 Problemstellung im Untersuchungsgebiet

Die Lausitzer Flusseinzugsgebiete der Schwarzen Elster, der Spree und der Lausitzer Neiße erstrecken sich hauptsächlich über den Freistaat Sachsen und das Bundesland Brandenburg, umfassen aber auch Teile von Sachsen-Anhalt und Berlin, sowie der Tschechischen Republik und der Republik Polen. Sie sind durch kontinentales Klima charakterisiert. Die mittlere Jahressumme des Niederschlags, der realen Verdunstung und des Abflusses liegen unter den Werten Gesamtdeutschlands. In weiten Teilen der Region ist die Klimatische Wasserbilanz als Differenz aus Niederschlag und potenzieller Verdunstung negativ (HAD, 2000; Grünewald, 2010). Durch Fremdzufüsse gespeiste Zehrgebiete mit hoch anstehendem Grundwasser wie der Spreewald weisen ganzjährig negative Abflusshöhen auf (Dannowski und Steidl, 2000; Lahmer und Pfützner, 2003). Bei den Extremereignissen der jüngsten Vergangenheit, z. B. Hochwasser in den Jahren 2002, 2010 und 2013 sowie Trockenperioden in 2003 und 2006, zeigt sich die Vulnerabilität der Wasserressourcen im Untersuchungsgebiet. Aufgrund der meteorologischen und hydrologischen Verhältnisse und verstärkt durch die geringe Speicherfähigkeit der sandigen Böden ist die Region empfindlich gegenüber Trockenheit. In den vergangenen Jahrzehnten wurden ansteigende Jahresmitteltemperaturen und abnehmende mittlere Niederschlagsjahressummen beobachtet (Schönwiese et al., 2006).

Die jahrzehntelange, großräumige und extensive Braunkohleförderung in der Lausitz und deren abrupter Rückgang in den 1990er Jahren haben den Wasserhaushalt in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, Spree und Lausitzer Neiße stark anthropogen beeinflusst (Grünewald, 1999; Koch et al., 2008a): Um Braunkohle im Tagebau abzubauen, muss der Grundwasserstand vor und während des Bergbaubetriebs abgesenkt werden. Infolgedessen bildete sich ein Grundwasserabsenkungstrichter, welcher 1989 seine maximale Ausdehnung von über 2100 km² erreichte (Grünewald, 2005; Koch et al., 2005). Das abgepumpte Wasser (Sümpfungswasser) wurde in die Vorflut eingeleitet und führte zur Erhöhung der mittleren Abflüsse, während die thermischen Kohlekraftwerke durch ihren Kühlwasserbedarf zu den größten Wassernutzern der Region zählten. Nach der deutschen Wiedervereinigung wurden zahlreiche Tagebaue geschlossen und folglich weniger Grundwasser abgepumpt. Dadurch gehen die Fläche des Grundwasserabsenkungstrichters und die oberirdischen Abflüsse in der Region zurück.

Die Kombination der beiden Problemlagen (1) geringes natürliches Wasserdargebot und (2) Einfluss des Braunkohlebergbaus führte zu einem erhöhten Bedarf an Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen in der Lausitz (z. B. Both et al., 1995; Kaltofen et al., 2004). Hinzu kommt (3) ein verstärkter Anbau von agrarischen Energiepflanzen als Landnutzungsänderung aufgrund des energiepolitischen Ziels zur Nutzung erneuerbarer Energien in der Bundesrepublik Deutschland (EK, 2005; BMELV und BMU, 2009; Kenkmann, 2010). Es ist davon auszugehen, dass diese drei Faktoren unter Einfluss des potenziellen Klimawandels an Bedeutung für die Wassermengenbewirtschaftung zunehmen und eine Anpassung von entsprechenden Maßnahmen erfordern.

1.3 Einordnung der Arbeit

Für die Erforschung regionaler Ansätze zur Anpassung an den Klimawandel wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) die Projektinitiative „KLIMZUG – Klimawandel in Regionen zukunftsfähig gestalten“ gestartet. In den Bundesländern Brandenburg und Berlin wurde darin das Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Brandenburg Berlin (INKA BB) initiiert. Die vorliegende Arbeit ist thematisch in das Teilprojekt 21 „Instrumentarien für die nachhaltige regionale

wasserwirtschaftliche Planung und Entwicklung - Beispiel Lausitz“ - eingliedert. Dessen Ziel ist es, die Folgen potenzieller Klimaänderungen auf Wassermengen- und Wassergüteaspekte in der Lausitz zu untersuchen und daraus mengen- und güteorientierte Klimawandelanpassungsmaßnahmen abzuleiten. In der Arbeit wird für die Wasserbewirtschaftungsmodellierung das im Rahmen des Teilprojekts durch den Projektpartner DHI-WASY GmbH weiterentwickelte Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo (WBalMo ist eingetragenes Warenzeichen der DHI-WASY GmbH) genutzt. Zum Vergleich der eigenen Simulationsergebnisse und um Bandbreiten der hydrologischen Modellierung einzubeziehen werden weiterhin durch die DHI-WASY GmbH bereitgestellte Simulationsergebnisse des hydrologischen Modells EGMO (Becker, 1975; Pfützner und Glos, 1986) verwendet. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bilden die Voraussetzung für die durch den Projektpartner IWB Dr. Uhlmann durchgeführten Gewässergütesimulationen.

1.4 Ziel der Arbeit

Die Zielstellung der Arbeit ist die Quantifizierung potenzieller Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung in den Lausitzer Flusseinzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Spree und der Lausitzer Neiße. Bei den Landnutzungsänderungen wird auf die Auswirkungen der abnehmenden Bergbauaktivitäten und des verstärkten Anbaus agrarischer Energiepflanzen auf den Wasserhaushalt fokussiert. Durch hydrologische Modellierung werden die räumlich diskretisierten Änderungen natürlicher Wasserhaushaltskomponenten betrachtet. Die Konsequenzen für bewirtschaftete Abflüsse und Wassernutzungen werden mittels Wasserbewirtschaftungsmodellierung untersucht. Im Ergebnis werden mögliche wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen an den Klima- und Landnutzungswandel analysiert.

Folgende Hypothesen liegen der Arbeit zu Grunde:

Hypothese 1: Potenzielle Klima- und Landnutzungsänderungen wirken sich auf die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten in den Lausitzer Flusseinzugsgebieten aus.

Hypothese 2: Durch potenzielle Klima- und Landnutzungsänderungen beeinflusste natürliche Wasserhaushaltskomponenten haben Auswirkungen auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung.

Hypothese 3: Potenziell negative Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung können durch wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen gemildert werden.

2 Stand des Wissens

2.1 Klimaänderungen

2.1.1 Beobachtungen und Tendenzen

Die atmosphärischen Konzentrationen von Treibhausgasen haben durch die Nutzung fossiler Brennstoffe und durch Landnutzungsänderungen gegenüber der vorindustriellen Zeit deutlich zugenommen (Gleick, 1987). Die mittlere globale Erdoberflächentemperatur stieg im letzten Jahrhundert um 0,3 K bis 0,6 K (Frederick und Major, 1997; IPCC, 2007b). Damit verbunden sind regional und saisonal sehr unterschiedliche Auswirkungen auf meteorologische Größen und Wasserhaushaltskomponenten (Arnell, 1999a; Huntington, 2006). In Deutschland wurde ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur zwischen 1900 und 2000 um 0,8 K bis 1,0 K beobachtet (Zebisch et al., 2005; SMUL, 2008). Vor allem die Wintertemperaturen nahmen zu (Schönwiese et al., 2006; Gerstengarbe et al., 2011a). Die Jahresniederschläge stiegen in Gesamtdeutschland, in Ostdeutschland sanken sie (Menzel et al., 2006). In weiten Teilen Brandenburgs und in Ostsachsen ist zwischen 1952 und 2005 die Zunahme der Niederschlagssummen im Winter und deren Abnahme im Sommer signifikant (Rauthe et al., 2013). Aufgrund steigender Temperaturen und sinkender Niederschläge wurde in Brandenburg eine Abnahme der Klimatischen Wasserbilanz beobachtet (Bronstert et al., 2003). Im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebiets wiesen Krysanova et al. (2008) eine signifikante Zunahme von meteorologischen Trockenperioden im Zeitraum 1951-2003 nach.

Im Verlauf des 21. Jahrhunderts wird für Europa eine weitere Temperaturzunahme um 1,0 K bis 5,5 K projiziert (Eisenreich, 2005; Solomon et al., 2007). Hinsichtlich der Niederschläge gibt es Annahmen, dass sich bisherige Tendenzen zunehmender Niederschläge in Nord- und Westeuropa und abnehmender Niederschläge in Süd- und Mitteleuropa verstetigen (Houghton et al., 2001; Solomon et al., 2007). Andere Studien gehen bei ähnlicher Temperaturzunahme von einer leichten Zunahme der Niederschläge auch in Mitteleuropa aus (Jacob et al., 2013).

2.1.2 Quantifizierung von potenziellen Klimaänderungen

Ansätze zur Quantifizierung potenzieller Klimaänderungen gehen allgemein von Emissionsszenarien aus, z. B. den SRES-Szenarien (Special Report on Emission Scenarios, IPCC, 2000) oder den RCPs (Representative Concentration Pathways, Vuuren et al., 2011). Ihnen liegen Annahmen zur globalen Entwicklung demographischer, sozialer, ökologischer, technologischer, ökonomischer und politischer Aspekte zu Grunde. Das A1B-Szenario beispielsweise geht von einer wirtschaftsorientierten Globalisierung bei ausgewogener Nutzung fossiler und erneuerbarer Energien aus.

Die Emissionsszenarien dienen zum Antrieb von Globalen Zirkulationsmodellen (Global Circulation Models, GCM), welche die Auswirkungen ansteigender Treibhausgaskonzentrationen auf das globale Klimasystem ermitteln. Für die Analyse regionaler Klimafolgen ist die Auflösung von GCMs jedoch zu groß, lokale Zirkulationsmuster und orografische Bedingungen können nicht abgebildet werden (Gleick, 1987; Arnell, 1992; Houghton et al., 2001). Zur Anwendung in regionalen Studien ist eine Umwandlung der Signale aus den GCM mit dynamischen oder statistischen Regionalen Klimamodellen (Regional Climate Models, RCM) nötig.

Dynamische RCMs wie z. B. CCLM (Cosmo Climate Limited area Modelling, Böhm et al., 2006) und REMO (REgionalMOdell, Jacob und Podzun, 1997; Tomassini und Jacob, 2009) rechnen die grundlegenden physikalischen Bewegungs- und Transportgleichungen der Atmosphäre und des

Bodens mit hoher räumlicher Auflösung. Statistische RCMs basieren auf der Beobachtung, dass Wettererscheinungen oft durch die Bedingungen der vorherrschenden Wetterlage bestimmt werden (Bronstert et al., 2007). Ihnen liegt die Annahme zu Grunde, dass sich die Mittelwerte der meteorologischen Größen, nicht aber deren weitere statistische Eigenschaften ändern. Sie nutzen statistische Beziehungen zwischen großräumigen Klimabeobachtungen und deren lokalen Auswirkungen aus der Vergangenheit. Größen, welche durch GCMs gut wiedergegeben werden, wie Temperatur und Luftdruck, dienen als exogen treibende Klimavariablen. Aus ihnen wird über statistische Zusammenhänge auf die Größen geschlossen, welche durch GCMs schlechter wiedergegeben werden, wie Strahlung und Niederschlag (Hattermann et al., 2010). Zu den statistischen RCMs gehören STAR (STATistisches Regionalmodell Werner und Gerstengarbe, 1997; Gerstengarbe et al., 2008; Orłowsky et al., 2008) und WettReg (Wetterlagenbasierte Regionalisierungsmethode, Enke et al., 2005a; Enke et al., 2005b).

Die Generierung von Zeitreihen mit dynamischen RCMs ist mit langen Rechenzeiten verbunden, da die zu Grunde liegenden Gleichungen in sehr kleinen Zeitschritten gelöst werden. Die im Vergleich dazu geringere Rechenzeit statistischer RCMs erlaubt es, durch mehrere Realisierungen (stochastisch generierte Zeitreihen) Unsicherheiten bei den potenziellen regionalen Auswirkungen des Klimawandels zu berücksichtigen. Die mit dynamischen RCMs für die Vergangenheit simulierten Niederschläge weisen oft starke Unterschiede („Bias“) zu den Beobachtungsdaten auf (Krahe et al., 2009), dies ist bei statistischen RCMs nicht der Fall. Mit dynamischen RCMs können Extremereignisse jenseits bisheriger Beobachtungen generiert werden, mit statistischen RCMs ist dies aufgrund der Abhängigkeit von beobachteten Ereignissen nicht möglich, jedoch können neue Kombinationen (z. B. aufeinanderfolgende Trockenperioden) generiert werden.

Bronstert et al. (2007) verglichen die statistischen RCMs STAR und WettReg und das dynamische RCM REMO hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit in hydrologischen Studien. Sie stellten fest, dass durch STAR und WettReg die Mittelwerte von Temperatur und Niederschlag besser wiedergegeben werden als durch REMO, so dass STAR und WettReg zur Simulation von mittleren saisonalen Wasserhaushaltskomponenten besser geeignet sind als REMO.

2.1.3 Auswirkungen klimatischer Änderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengengewirtschaftung

Veränderungen der Klimagrößen wirken sich direkt auf die hydrologischen Prozesse Schneeschmelze, Verdunstung, Abfluss und Grundwasserneubildung aus. Temperaturerhöhungen bewirken längere Vegetationsperioden und eine höhere potenzielle Verdunstung. Abfluss und Grundwasserneubildung nehmen bei Temperaturerhöhung und bei Verringerung des Niederschlags ab. Prozentuale Änderungen des Niederschlags wirken sich meist stärker aus als vergleichbare Temperaturänderungen (Karl und Riebsame, 1989; Schaake, 1990). Die Auswirkungen klimatischer Änderungen auf den Wasserhaushalt sind zeitlich und räumlich sehr unterschiedlich. Neben geänderten Jahresmittelwerten kann auch eine geänderte Saisonalität große Effekte haben. Weiterhin sind Auswirkungen klimatischer Änderungen abhängig von Einzugsgebietseigenschaften (Capell et al., 2014). Vor allem trockene Gebiete reagieren empfindlich auf Klimaänderungen (Mengistu et al., 2013). Konsequenzen klimatischer Änderungen können z. B. die Verknappung von Wasserressourcen oder die Erhöhung des Hochwasserrisikos sein (Abbott und Refsgaard, 1996; Prudhomme et al., 2003; Wilby und Harris, 2006).

Im Vergleich zu den Auswirkungen auf natürliche Wasserhaushaltskomponenten werden die Folgen klimatischer Änderungen für bewirtschaftete Abflüsse und Wassernutzer in relativ wenigen Studien untersucht. Zum einen sind laut Stakhiv (1996) bisherige Strategien der Wasserbewirtschaftung flexibel genug, um auch dem Klimawandel Rechnung zu tragen. So stellten Wood et al. (1997) trotz großer klimatisch bedingter Änderungen des Wasserdargebots kaum Auswirkungen auf das Wasserversorgungssystem von Tacoma fest. Hinzu kommt, dass gemäß Stakhiv et al. (1992) der Einbezug veränderter Klimaeingangsdaten und damit einer umfassenden Modellkette in die Wasserbewirtschaftung zur Identifikation von Anpassungs- bzw. Bewirtschaftungsstrategien schwierig ist. Zu den Konsequenzen eines klimainduziert geänderten Wasserdargebots für Wassernutzer zählen Einflüsse auf die Wasserkrafterzeugung (Schaeffli et al., 2007). Weiterhin können sich klimatische Änderungen auch auf den Wasserbedarf auswirken, beispielsweise durch einen erhöhten Bewässerungsbedarf der Landwirtschaft bzw. Kühlwasserbedarf von Kraftwerken bei ansteigenden Temperaturen (z. B. Koch et al., 2012; Wada et al., 2013).

2.1.4 Auswirkungen klimatischer Änderungen auf das Pflanzenwachstum

Klimatische Bedingungen gehören zu den wesentlichen Einflussfaktoren auf das Pflanzenwachstum. Deren Auswirkungen auf Pflanzenwachstum und Landwirtschaft sind seit jeher von Interesse für den Menschen; einen historischen Überblick dazu gibt von Wilamowitz-Moellendorf (1986). Die globale Erwärmung führte regional zu einem zeitigeren Eintreten der phänologischen Phasen und einer Verlängerung der Vegetationsperioden (Chmielewski et al., 2004; Chmielewski et al., 2005; Sparks et al., 2005; Estrella et al., 2007). Auch eine Verschiebung der Anbaugebiete von Ackerfrüchten und der Ausbreitungsgebiete der natürlichen Vegetation kann auf klimatische Änderungen zurückgeführt werden (IPCC, 2007a). Verringertes Wasserdargebot wirkt sich negativ auf Pflanzenerträge aus (Maracchi et al., 2005). Bereits kurzzeitig zu niedrige oder zu hohe Temperaturen sowie zu geringe Wasserversorgung können zu irreversiblen Schäden der Pflanzen und somit zu Ertragsminderung bzw. -ausfall führen (Luo, 2011; Lobell et al., 2012; Niu et al., 2014).

In Ostdeutschland haben die Ernteerträge von Sommer- und Winterkulturen wie im gesamten Westeuropa in den vergangenen 40 Jahren fast kontinuierlich zugenommen (Wechsung et al., 2008; Lavallo et al., 2009). Für Tschechien beobachteten Chloupek et al. (2004) steigende Ernteerträge bei zunehmenden Jahresmitteltemperaturen unter anderem für Weizen, Roggen, Mais, Raps und Hülsenfrüchte. Beobachtete Trends der Ernteerträge sind allerdings nicht nur durch klimatische Änderungen, sondern auch durch landwirtschaftliche Fortschritte, z. B. durch Züchtung und Düngung, zu erklären (Olesen und Bindi, 2002; Hafner, 2003; Wechsung et al., 2008).

Aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren auf Ernteerträge zeigen Simulationsergebnisse unter Klimawandel in Abhängigkeit vom genutzten Modell und Annahmen (z. B. CO₂-Düngung, Anpassungsmaßnahmen der Landwirtschaft) unterschiedliche Richtungen und hohe Bandbreiten möglicher Ertragsänderungen (z. B. Lavallo et al., 2009; Bassu et al., 2012; Asseng et al., 2013).

2.2 Landnutzungsänderungen

2.2.1 Abschätzung von potenziellen Landnutzungsänderungen

Landnutzungsänderungen werden seit Beginn der Zivilisation durch den Menschen vorgenommen, z. B. die Abholzung zur Gewinnung von Feuerholz, die Urbanisierung oder die Förderung von Rohstoffen im Tagebaubetrieb. Antriebskräfte von Landnutzungsänderungen sind Prozesse des Globalen

Wandels wie die Zunahme der Bevölkerung und die Veränderung des Konsumverhaltens (Lambin et al., 2003). Änderungen der Weltmarktpreise sowie der politischen und gesetzlichen Gegebenheiten wirken sich in Abhängigkeit von naturräumlichen und sozioökonomischen Eigenschaften einer Region auf deren Landnutzung aus (Klöcking und Haberlandt, 2002). Wirtschaftliche Entwicklungen und politische Vorgaben können sich relativ schnell auf die Landnutzung auswirken, Beispiele sind die Stilllegung von Tagebauen nach der deutschen Wiedervereinigung und ein verstärkter Anbau von Energiepflanzen aufgrund der Energiewende. Die Quantifizierung potenzieller Landnutzungsänderungen ist entsprechend komplex, Ansätze zur Entwicklung von Landnutzungsszenarien unterscheiden sich daher in der Anzahl einbezogener Antriebskräfte und der räumlichen Skala (Lambin et al., 2003). Zur Untersuchung der Auswirkungen potenzieller Landnutzungsänderungen ist es empfehlenswert, zunächst Extremszenarien zu betrachten, um die Richtung und das mögliche Ausmaß der Reaktion aufzuzeigen (Lahmer et al., 2001). Für detailliertere Untersuchungen eignen sich Ansätze, welche auch die regionalen sozio-ökonomischen Gegebenheiten berücksichtigen, Beispiele hierfür sind Land Use Scanner (Hoymann, 2011a) und RAUMIS (Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem, Weingarten, 1995; Henrichsmeyer et al., 1996).

2.2.2 Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt

Die Auswirkungen der Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt sind durch die Einflüsse auf Verdunstung und Abfluss bzw. Infiltration zu begründen. Bei Wald tritt durch den hohen Blattflächenindex eine hohe Interzeption und - verstärkt durch tiefe Wurzeln - eine hohe Transpiration auf. Hochwasserspitzen- und Trockenwetterabfluss werden daher bei Abholzung erhöht und bei Aufforstung reduziert (z. B. Hibbert, 1967; Fohrer et al., 2001; Birkel et al., 2012). Ein Umbau von immergrünen Nadel- zu winterkahlen Laubbäumen verursacht durch die vor allem im Winter und Frühjahr geringere Interzeption eine Abflusserhöhung (Sahin und Hall, 1996; Müller et al., 2002; Wattenbach et al., 2007). Auch die Umwandlung anderer Formen mehrjähriger Vegetation zu Ackerland kann zur Erhöhung des Abflusses führen (Zhang und Schilling, 2006).

Urbanisierung führt durch den erhöhten Anteil versiegelter Flächen zu einer Zunahme des Oberflächenabflusses und damit von Hochwasservolumen und Spitzenabfluss sowie der Häufigkeit von Hochwasserereignissen kleiner Jährlichkeit und zur Verringerung der Fließzeiten (Field et al., 1982; Moscrip und Montgomery, 1997; Soulsby et al., 2014). Gleichzeitig verringern sich Grundwasserneubildung und Niedrigwasserabflüsse (Hardison et al., 2009).

Landnutzungsänderungen zwischen verschiedenen Formen von einjähriger Vegetation ziehen geringere Auswirkungen auf das Abflussverhalten nach sich. Dies gilt für die Umwandlung von Acker- zu Weideflächen (Lahmer et al., 2001; Klöcking und Haberlandt, 2002), zu Mähwiesen (Lahmer et al., 2001) und zu Brache (Niehoff et al., 2002). Für Brandenburg simulierten Wechsung et al. (2000), dass häufigere Brachen in Fruchtfolgen zu geringerer Verdunstung und höherem Abfluss führen.

2.2.3 Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung

Da Klima- und Landnutzungsänderungen oft gleichzeitig auftreten, sich durch Rückkopplungen gegenseitig verstärken oder abschwächen, ist es schwierig, deren Einflüsse auf den Wasserhaushalt voneinander zu separieren. Je nach Einzugsgebiet und Art und Ausmaß der Änderungen dominiert der eine oder andere Effekt oder beide wirken sich gleich stark aus (Liebscher und Mendel, 2010). In

größeren Zeit- und Raumskalen überwiegen die Auswirkungen von klimatischen Änderungen, wohingegen sich Landnutzungsänderungen in kleineren Gebieten und schneller in den hydrologischen Prozessen widerspiegeln (Vörösmarty et al., 2000). Nathkin et al. (2012) führten die geänderte Grundwasserneubildung in einem nordostdeutschen Einzugsgebiet auf Änderungen des Klimas, aber auch der Altersklassenverteilung der Bäume und der Bodenvegetation zurück. Lahmer et al. (2001) stellten für zwei norddeutsche Teileinzugsgebiete der Elbe fest, dass durch potenzielle Klimaänderungen stärkere Abflussrückgänge als durch potenzielle Landnutzungsänderungen verursacht werden. Auch Conradt et al. (2012b) zeigten für potenzielle Klimaänderungen größere Effekte auf den Gesamtabfluss der Elbe als durch Urbanisierung bzw. einen Rückgang der bergbaubeeinflussten Flächen.

Landnutzungsänderungen beeinflussen durch Änderungen in Saisonalität, Blattflächenindex, Rauigkeit und Albedo das Mikro- und Regionalklima (Mölders, 2000; Conradt et al., 2007).

Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung sind einerseits durch ein geändertes natürliches Wasserdargebot zu begründen. Andererseits sind mit den verschiedenen Landnutzungsformen (z. B. Siedlungen, Tagebaue, Bewässerungslandwirtschaft) unterschiedliche Anforderungen an die Wasserbewirtschaftung verbunden.

2.3 Hydrologische Modellierung

2.3.1 Grundlagen der hydrologischen Modellierung

Mittels hydrologischer Modellierung können Prozesse des natürlichen Wasserkreislaufs nachgebildet und die räumliche und zeitliche Verteilung von Größen quantifiziert werden, aber auch Auswirkungen von Änderungen (z. B. des Klimas und der Landnutzung) simuliert werden (Freeze und Harlan, 1969; Arnell, 1992; Loague, 2010).

Die hydrologische Modellierung setzt in mathematischen Modellen die Wasserhaushaltsgrößen in Abhängigkeit zu Eingangsgrößen, Systemparametern und Randbedingungen (Clarke, 1973). Erste hydrologische Modelle sind z. B. von Perreault (1674), Lortet (1849), Mulvany (1851) und Lauterburg (1877) bekannt. Diese konzentrierten sich auf Teilaspekte des Abflussgeschehens (z. B. Hochwasserabflüsse). Die Entwicklung hin zu komplexeren Wasserhaushaltsmodellen mit kontinuierlicher Betrachtung der hydrologischen Prozesse erfolgte durch Thornthwaite (1948) und Thornthwaite und Mather (1955). Der Einsatz digitaler Computer ermöglichte die Entwicklung softwarebasierter hydrologischer Simulationsmodelle heutigen Typs. Überblicke zur Entwicklung der hydrologischen Modellierung geben Loague (2010) und Liebscher und Mendel (2010).

Hydrologische Modelle unterscheiden sich hinsichtlich der betrachteten Prozesse, ihrer Komplexität und in den betrachteten Raum- und Zeitskalen (Clarke, 1973; Liebscher und Mendel, 2010). Deterministisch-empirische Black-Box-Modelle sind reine Transferfunktionen zwischen Ein- und Ausgangsdaten, ohne dass Prozesse differenziert werden (z. B. Pedotransferfunktionen).

Konzeptionelle Grey-Box-Modelle nutzen deterministisch-empirische und deterministisch-konzeptionelle Ansätze. Sie werden auch als Blockmodelle bezeichnet, da sie räumlich nicht differenziert sind (Bronstert, 2004). Dieser Modelltyp wird ereignisbezogen genutzt, sowie in kontinuierlicher Form z. B. in den Modellen HBV (Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning model, Bergström, 1995) und EGMO (EinzugsGebietsMOdell, Becker, 1975; Pfützner und Glos, 1986).

Physikalisch basierte White-Box-Modelle verfolgen deterministisch-konzeptionelle Ansätze und sind räumlich distributiv (Abbott und Refsgaard, 1996). Die hydrologischen Prozesse werden durch partielle Differenzialgleichungen abgebildet. Beispiele sind die Modelle SHE (System Hydrologique Europeen, Abbott et al., 1986a; 1986b) und WaSiM-ETH (Wasserhaushalts-Simulations-Modell, Schulla und Jasper, 2007).

Prozessorientierte Modelle kombinieren konzeptionelle Ansätze mit physikalisch basierten mathematischen Beschreibungen und sind damit zwischen White-Box- und Grey-Box-Modellen einzuordnen. In ihnen werden einzelne Prozesse des Wasserkreislaufs separat betrachtet. Räumlich sind diese Modelle oft semi-distributiv, d. h. die Einzugsgebiete werden in Flächen gleichen Abflussverhaltens (Hydrotupe) geteilt. Beispiele sind ARC/EGMO (Becker et al., 2002), TOPMODEL (TOPography based hydrological MODEL, Beven, 2001) und SWIM (Soil and Water Integrated Model, Krysanova et al., 1998).

Inzwischen gibt es eine Vielzahl hydrologischer Modelle (Beven, 2001; Liebscher und Mendel, 2010). Die Frage nach dem am besten geeigneten Modelltyp ist schon immer Gegenstand von Diskussionen in der hydrologischen Fachwelt und lässt sich nicht allgemein beantworten (z. B. Dooge, 1982; Beven, 1989; Robinson und Sivapalan, 1995; El Hassan et al., 2013). Letztlich wird die Wahl des Modelltyps vor allem durch das Untersuchungsziel, die Einzugsgebietsgröße und die Datenverfügbarkeit bestimmt.

Konzeptionelle Modelle sind aufgrund kurzer Rechenzeiten und eines geringen Datenbedarfs in der operationellen Hydrologie überlegen, erfordern jedoch einen hohen Kalibrierungsaufwand und die räumlich distributive Betrachtung der Wasserhaushaltskomponenten ist nicht möglich.

Vorteile physikalisch basierter Modelle sind die räumlich distributive Abbildung der hydrologischen Prozesse und ihr geringer Kalibrierungsaufwand, Nachteile der hohe Datenbedarf und lange Rechenzeiten (Bergström, 1991; Te Linde et al., 2008). Sie sind daher vor allem in kleinen Betrachtungseinheiten mit weitgehend bekannten physikalischen Parametern geeignete Forschungsinstrumente (Bergström, 1991).

Prozessorientierte Modelle, welche die hydrologischen Prozesse räumlich hoch aufgelöst und dennoch relativ schnell simulieren, stellen den geeigneten Ansatz zur Betrachtung einzelner Wasserhaushaltskomponenten in größeren Einzugsgebieten dar.

Das konzeptionelle Modell EGMO hat sich in verschiedenen Studien zur Generierung von Dargebotsreihen bewährt (z. B. Koch et al., 2006). Ein entscheidender Vorteil ist die geringe Rechenzeit. Mit diesem Blockmodell sind räumlich differenzierte Betrachtungen von Wasserhaushaltskomponenten jedoch nicht möglich. Da die Landnutzung nicht explizit berücksichtigt wird, ist sein Einsatz zur Untersuchung der Folgen von Landnutzungsänderungen eingeschränkt.

Mit dem prozessorientierten Modell SWIM ist demgegenüber die Betrachtung von räumlich differenzierten Wasserhaushaltskomponenten möglich. Dabei werden die relevanten hydrologischen Prozesse in mittleren und großen Einzugsgebieten gut abgebildet (Yu et al., 2009). Da die Landnutzung explizit berücksichtigt wird, wurde es in verschiedenen Studien zur Untersuchung der Auswirkung von Klima- und Landnutzungsänderungen genutzt (z. B. Wechsung et al., 2000; Krysanova et al., 2005; Wattenbach et al., 2007; Hattermann et al., 2008b). Darüber hinaus ist SWIM quelloffen, so dass problemspezifische Anpassungen des Programmcodes möglich sind.

2.3.2 Parametrisierung von hydrologischen Modellen

Das von Freeze und Harlan (1969) diskutierte Konzept eines komplett physikalisch basierten hydrologischen Modells, welches nur messbare Parameter nutzt, ist stark eingeschränkt, da meist nicht alle relevanten Größen in situ gemessen werden können und die Übertragbarkeit von Labormessungen durch Skalenprobleme häufig nicht gewährleistet ist (Beven, 2002). Somit enthalten hydrologische Modelle Parameter, die nicht direkt quantifizierbar sind, sondern abstrakte Entsprechungen nicht messbarer Einzugsgebietseigenschaften darstellen (Gupta et al., 1998; Heuvelmans et al., 2004; McIntyre et al., 2005). Die Probleme bei der Identifikation der Werte dieser Modellparameter bestehen laut Anderton et al. (2002) im Mangel an hoch aufgelösten Daten zur Beschreibung der Variabilität der Einzugsgebietseigenschaften, Skalenunterschieden zwischen Messungen und Modellparametern bzw. der unvollkommenen Abbildung realer Prozesse in Modellen. Die Werte der Modellparameter sind daher zur Anpassung des Modells an das Verhalten des realen Systems durch Kalibrierung zu ermitteln (Gupta et al., 1998).

Der klassische Ansatz der Modellkalibrierung in der Abflusssimulation ist es, durch Änderung der Werte von Modellparametern eine bestmögliche Anpassung zwischen simulierten und gemessenen Daten herzustellen. Zum Vergleich zwischen simulierter und beobachteter Zeitreihe werden Gütekriterien genutzt. Dies sind z. B. der relative Volumenfehler RVE, das Bestimmtheitsmaß r^2 , der Nash-Sutcliffe-Koeffizient NSE (Nash und Sutcliffe, 1970), der Nash-Sutcliffe-Koeffizient unter Nutzung logarithmierter Werte und die Volumetrische Effizienz VE (Criss und Winston, 2008).

Der relative Volumenfehler liefert einen Vergleich zwischen simuliertem und beobachtetem Abflussvolumen über einen längeren Zeitraum. Das Bestimmtheitsmaß vergleicht die Dynamik und ist unempfindlich gegenüber proportionalen oder konstanten Unterschieden zwischen Beobachtung und Simulation, es ist empfindlicher gegenüber Ausreißern als gegenüber Beobachtungen nahe dem Mittelwert (Legates und McCabe, 1999). Der Nash-Sutcliffe-Koeffizient vergleicht die mittlere Abweichung zwischen simuliertem und beobachtetem Abfluss mit der mittleren Variabilität des beobachteten Abflusses. Der Vorteil gegenüber dem Bestimmtheitsmaß ist, dass Unterschiede in den Absolutwerten von simulierten und beobachteten Abflüssen einbezogen werden. Hohe Werte für den Nash-Sutcliffe-Koeffizienten können bereits erreicht werden, wenn die Saisonalität, nicht aber die Fluktuation über einen kurzen Zeitraum gut wiedergegeben ist (Schaeffli und Gupta, 2007). Weiterhin werden Abflussspitzen überbewertet (Legates und Davis, 1997). Ein Gütekriterium mit hoher Aussagekraft für Niedrigwasser wird erreicht, wenn in der Formel der Nash-Sutcliffe-Effizienz die Logarithmen der Abflüsse verwendet werden (Krause et al., 2005). Mit der Volumetrischen Effizienz werden Spitzen- und Niedrigwasserabflüsse gleichwertig betrachtet, ein Vergleich der Anpassung in Einzugsgebieten unterschiedlicher Größe und Topographie ist möglich. Bei der Verwendung von Gütekriterien spielt es daher eine Rolle, ob der Fokus der Untersuchung auf den Spitzenabflüssen oder den Niedrigwasserabflüssen liegt.

Parametersätze können auf verschiedene Art gut an die Ganglinie angepasst sein: so kann ein Parametersatz besser die Hochwasserspitzen und ein anderer besser die Niedrigwasserabflüsse wiedergeben (Gupta et al., 1998). Bei der Anpassung von Modellparametern existiert meist kein eindeutig optimaler Parametersatz, sondern verschiedene Parametersätze können gleichwertige Ergebnisse liefern (Sorooshian und Gupta, 1983; Duan et al., 1992). Dieses als Äquifinalität (Beven, 1996) bezeichnete Phänomen ist bei Modellen mit vielen freien Parametern stark ausgeprägt. Eine

multiobjektive Kalibrierung (Verwendung mehrerer Zielfunktionen) kann die Robustheit des Modells erhöhen und das Risiko der Äquifinalität verringern (Efstratiadis und Koutsoyiannis, 2010). Durch falsche Parametersätze können bei der Kalibrierung aufgrund sich kompensierender Fehler immer noch gute Ergebnisse erreicht werden (Grayson et al., 1992). Bei veränderten Umweltbedingungen ist jedoch die Robustheit der Modelle deutlich verringert (Anderton et al., 2002). Die Anpassungsgüte hydrologischer Modelle ist in größeren Einzugsgebieten meist höher als in kleineren, Ursachen sind die Skalenproblematik und die Fehleraufhebung bei Betrachtung größerer räumlicher Einheiten (Andersen et al., 2001; Reed et al., 2004; Moussa et al., 2007).

Die zur Kalibrierung verwendeten Gütekriterien sind als Nachweis der Anpassungsgüte des Modells nicht hinreichend (Klemes, 1986). Ein gängiger Ansatz zur Verifizierung hydrologischer Modelle ist es daher, Zeitreihen in einen Kalibrierungs- und einen diesen nicht überlappenden Validierungszeitraum zu unterteilen (Klemes, 1986). Zur Verifizierung der Modellergebnisse können zudem weitere Wasserhaushaltskomponenten einbezogen bzw. Modellvergleiche genutzt werden.

Da die bei der Kalibrierung gefundenen Modellparameter meist nicht raumunabhängig gelten, erhöht deren räumliche Variation die Anpassungsgüte eines Modells (Heuvelmans et al., 2004). Ansätze dazu sind die Kalibrierung am Gebietsauslasspegel bei Variation der Parameter für Zwischengebiete oder auch die Kalibrierung für Teileinzugsgebiete bei Variation für den Gebietsauslasspegel.

Liegen für das zu untersuchende Gebiet keine gemessenen Abflüsse vor, bzw. sind die beobachteten Abflüsse stark anthropogen überprägt, ist eine klassische Modellkalibrierung nur eingeschränkt möglich. Die Modellparametrisierung ohne Kalibrierung anhand beobachteter Abflüsse ist eine grundlegende Herausforderung der Hydrologie (Magette et al., 1976; Sivapalan et al., 2006). Dieser kann durch Regionalisierung von Modellparametern begegnet werden (Kleeberg und Cemus, 1992).

Voraussetzung zur Regionalisierung der Parameter hydrologischer Modelle ist die Identifikation eines Zusammenhangs zwischen Modellparametern und hydrologisch relevanten Einzugsgebietseigenschaften (Herrmann, 1992; Servat und Dezetter, 1993; Young, 2006).

Methoden der Regionalisierung von Modellparametern sind Regressionsansätze und Ansätze, welche von räumlicher Nähe oder physikalischer Ähnlichkeit von Einzugsgebieten ausgehen. Bei Regressionsansätzen werden unter der Voraussetzung einer hohen Anzahl von Einzugsgebieten mit kalibrierten Modellparametern Zusammenhänge zwischen Einzugsgebieten und Modellparametern durch multiple Regression abgeleitet (Fernandez et al., 2000; Buytaert und Beven, 2009). Bei einer Regionalisierung aufgrund von räumlicher Nähe wird davon ausgegangen, dass geografisch nahe Gebiete sich hydrologisch ähnlich verhalten (Egbuniwe und Todd, 1976; Vandewiele et al., 1991). Dieser Ansatz eignet sich insbesondere für verschachtelte Einzugsgebiete (Merz et al., 2006). Die Annahme hydrologisch ähnlichen Verhaltens ist auch Grundlage der Regionalisierung aufgrund ähnlicher physikalischer Eigenschaften (Burn und Boorman, 1993; McIntyre et al., 2005). Bei Modellen mit einer Vielzahl zu kalibrierender Parameter kann durch separate Betrachtung des jeweiligen Prozesses jeder einzelne Modellparameter für sich regionalisiert oder der komplette Parametersatz übertragen werden (Heuvelmans et al., 2004; Oudin et al., 2008).

2.3.3 Quantifizierung der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt mittels hydrologischer Modellierung

Zur Ermittlung potenzieller Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt werden hydrologische Modelle durch Eingangsdaten mit und ohne projizierte Klima-

und Landnutzungsänderungen angetrieben und die Simulationsergebnisse verglichen (Gleick, 1986). Dies geschieht unter der impliziten Annahme, dass die auf Basis historischer Daten angepassten Modellparameter bei veränderten Bedingungen anwendbar sind (Wood et al., 1997; Vaze et al., 2010). Diese Annahme ist laut Gleick (1986) statthaft, da Klima- und Landnutzungsdaten sowohl im Kalibrierungs- als auch im Szenariozeitraum Eingangsdaten der Modelle sind. Laut Vaze et al. (2010) ist die Szenarienfähigkeit hydrologischer Modelle dabei vor allem gegeben, wenn in Kalibrierung und Validierung längere Zeitreihen einbezogen werden, die auch Trockenperioden enthalten. Um den Einfluss der Variabilität der Klimaeingangsdaten zu reduzieren, werden meist längere Zeiträume miteinander verglichen (Arnell, 1999b; Allen und Ingram, 2002). Bei der Untersuchung der Auswirkungen potenzieller Landnutzungsänderungen ermöglichen Extremszenarien, das Ausmaß der simulierbaren hydrologischen Reaktion und die Sensitivitätsgrenzen des hydrologischen Modells aufzuzeigen (Lahmer, et al., 2001). Da Klima- und Landnutzungsänderungen oft gleichzeitig auftreten, ist es sinnvoll, beide in Szenarien zu kombinieren.

2.4 Wasserbewirtschaftungsmodellierung

2.4.1 Grundlagen der Wasserbewirtschaftungsmodellierung

Der Mensch greift durch wasserwirtschaftliche Aktivitäten in vielfältiger Weise in das Abflussgeschehen ein, z. B. durch Entnahme von Trink- und Brauchwasser, durch Einleitung von Ab- und Sumpfungswasser, durch Überleitung von Wasser zwischen Einzugsgebieten sowie durch Speicherung z. B. in Talsperren. Die Bereitstellung von Wasser in ausreichender Quantität und Qualität zählt zu den wichtigsten Aufgaben der Wasserwirtschaft (Grünewald, 1999). Wenn die Anforderungen das verfügbare Dargebot übersteigen, kommt es zu Konflikten zwischen den Wassernutzern (Loucks und van Beek, 2005). Die Verteilung eingeschränkter Wasserressourcen ist daher die wesentliche Herausforderung der Wasserwirtschaft (Lee, 1999). Die Bewertung von Wasserbewirtschaftungsstrategien erfolgt durch integrierte Analyse der wasserbezogenen Sektoren (Jha und Das Gupta, 2003). Kriterien sind hierbei Kosten und Nutzen sowie ökologische und gesellschaftliche Ziele (Loucks und van Beek, 2005).

Zur Planung und Umsetzung von Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen werden seit den 1950er Jahren Modelle eingesetzt (Wood et al., 1997). Die Wasserbewirtschaftungsmodellierung ermöglicht die Untersuchung der Konsequenzen eines geänderten Wasserdargebots bzw. Wasserbedarfs und von Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Sie basiert auf der Gegenüberstellung von (natürlichem) Wasserdargebot (Zustandsmatrix) und Wasserbedarf (Anforderungsmatrix) durch Bilanzierung (Grünewald, 2001a). Zur Optimierung werden daher dargebotsorientierte (d. h. Anpassung des Wasserdargebots zur Erfüllung der Nutzeransprüche) und bedarfsorientierte (d. h. Anpassung der Nutzeransprüche an das Wasserdargebot) Maßnahmen einbezogen (Grünewald, 2009). Operatoren sind z. B. die wasserwirtschaftlichen Speicher und deren Steuerung sowie Wasserüberleitungen aus anderen Einzugsgebieten (Grünewald, 2001a). Die Bilanzierung in Wasserbewirtschaftungsmodellen unter Berücksichtigung des stochastischen Charakters der Wasserdargebots- und Bedarfsgrößen ist z. B. in Grünewald (1978), Schramm (1994) und Grünewald (2012) beschrieben. Die modellgestützte Bilanzierung erfolgt entsprechend der Zielstellung in verschiedenen Zeitschritten (Kaltofen, 1999) und für verschiedene räumliche Skalen, wie für Kanäle und Kanalnetze (Frett und Gabriel, 2008), Überleitungssysteme (Kleeberg, 1994) und Einzugsgebiete (Braun et al., 1988). Beispiele für

Wasserbewirtschaftungsmodelle sind RiverWare (Zagona et al., 2001) für die Speicherbewirtschaftung und BEWASYS (BEwirtschaftung WAsserwirtschaftlicher SYSteme) für die Echtzeitsteuerung von Talsperren (Brudy-Zippelius, 2003) bzw. zur Langfristbewirtschaftung von Wasserstraßen (Preuß und Ihringer, 2012). Simulationen auf Einzugsgebietsebene sind beispielsweise mit MIKE Basin (DHI, 2000), SWAMP (Sustainability-oriented Water Allocation Management and Planning, Hassanzadeh et al., 2014), WRAP (Water Rights Analysis Package, Wurbs, 2005b; 2005a) und WBalMo (Water Balance Model, Kaden et al., 2005) möglich. Für das Modell WBalMo sind die wesentlichen Wassernutzungen des Lausitzer Braunkohlereviers im Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster implementiert, welches bereits in verschiedenen Studien eingesetzt wurde (z. B. Kaltofen et al., 2004; Koch et al., 2005; Koch et al., 2006).

2.4.2 Erfassung der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung

Die Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf das Dargebot können durch Einbezug von natürlichen Abflüssen, welche unter Klima- und Landnutzungsszenarien mit hydrologischen Modellen simuliert wurden, in die Wasserbewirtschaftungsmodellierung erfasst werden (Wechsung et al., 2005). Weiterhin können die z. B. aufgrund von Landnutzungsänderungen, wie Vergrößerung von Siedlungen oder Stilllegung von Tagebauen, veränderten Anforderungen seitens der Wassernutzungen in Szenarien betrachtet werden. Klimatisch induzierte Änderungen des Bedarfs können z. B. durch die dynamische Ermittlung des Kühlwasserbedarfs von Kraftwerken berücksichtigt werden (Koch und Vögele, 2009; Koch et al., 2012). Als Ergebnisse der Wasserbewirtschaftungsmodellierung sind bewirtschaftete Abflüsse und Konsequenzen für Wassernutzer im Sinne von Mittelwerten und Quantilen, aber auch als Wahrscheinlichkeiten der Versorgungssicherheit von Interesse.

2.5 Unsicherheiten bei der Simulation potenzieller Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung

Simulationen der potenziellen Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung sind mit vielfältigen Unsicherheiten verbunden. Sie sollten daher nicht als Vorhersagen zukünftiger Ereignisse betrachtet werden, sondern das mögliche Ausmaß und die Unsicherheiten aufzeigen (Frederick und Major, 1997). Die Quantifizierung der möglichen Unsicherheiten steht daher im Fokus verschiedener Studien (z. B. Wilby und Harris, 2006; Steinschneider et al., 2012; Bosshard et al., 2013).

Unsicherheiten sind aufgrund der Messmethoden und Datenaufbereitung (z. B. Generalisierung und Interpolation) bereits in Beobachtungsdaten enthalten (z. B. Spank et al., 2013). Die Fortpflanzung von Unsicherheiten in Form einer „Unsicherheitskaskade“ (Schneider, 1983; Viner, 2002) ist in Abb. 2.1 für die Untersuchung der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung dargestellt.

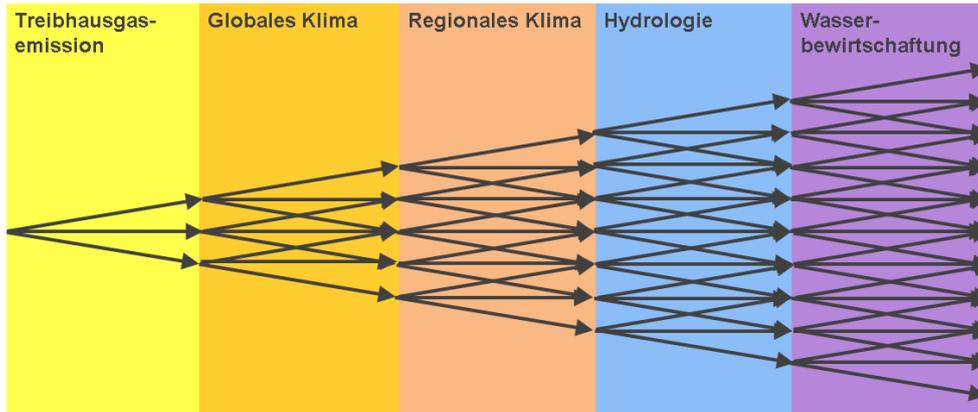


Abb. 2.1 Unsicherheitskaskade der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung (Darstellung verändert nach Viner (2002))

In jeder Stufe der Kaskade existieren Unsicherheiten, welche in den nachfolgenden Stufen weitergeführt werden, so dass die Gesamtunsicherheit im Laufe der Modellkette zunimmt. Unsicherheiten in den Annahmen zu wirtschaftlichen und technologischen Entwicklungen führen zu Unsicherheiten der Emissionsszenarien (Dowlatabadi, 1995; Houghton et al., 2001). Deren Auswirkungen auf das globale Klima sind bezüglich des Strahlungsantriebs und der Klimasensitivität unsicher (Visser et al., 2000). Weitere Unsicherheiten birgt das „down scaling“ der Ergebnisse von GCMs mit RCMs, vor allem hinsichtlich des Niederschlags (Fowler et al., 2007; Kundzewicz und Stakhiv, 2010).

Auf regionaler Ebene bestehen neben den Unsicherheiten in der Projektion des Klimas auch Unsicherheiten der Landnutzungsänderungen aufgrund der Annahmen zu globalen sozio-ökonomischen Prozessen, die sich wiederum auf die hydrologische Modellierung auswirken.

Innerhalb der hydrologischen Modellierung betreffen die Unsicherheiten sowohl die Modellstruktur als auch die Modellparametrisierung, dabei kann der Modellierer eine weitere Unsicherheitsquelle darstellen (Holländer et al., 2014). Unsicherheiten in beobachteten Einzugsgebietseigenschaften, meteorologischen Daten und Abflüssen wirken sich auf die Modellkalibrierung aus. Durch Äquifinalität können verschiedene Parametersätze zu ähnlichen Ergebnissen in der Kalibrierungsperiode, aber zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen unter geänderten Bedingungen führen (Melching et al., 1990). Die Regionalisierung von Modellparametern stellt eine zusätzliche Unsicherheitsquelle dar (Buytaert und Beven, 2009). Die Gültigkeit der Modellparameter bei Klima- und Landnutzungsänderungen ist unsicher, z. B. durch Rückkopplungen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre, wie der Anpassung der Vegetation an trockenere Bedingungen und erhöhtes Pflanzenwachstum durch den CO₂-Düngungseffekt (Boorman und Sefton, 1997). Simulationsergebnisse hydrologischer Modelle bei projizierten Landnutzungsänderungen sind abhängig von den Modellansätzen sowie den Parametrisierungen der Landnutzungsarten. So zeigen Bormann et al. (2007) für drei konzeptionell unterschiedliche hydrologische Modelle deutliche Unterschiede der Simulationsergebnisse von Wasserhaushaltskomponenten bei Landnutzungsänderungen. Die Simulation von Ernteerträgen geht mit Unsicherheiten aufgrund des Pflanzenwachstumsmodells und dessen Parametrisierung einher (Bassu et al., 2012; Asseng et al., 2013). Weitere Unsicherheitsquellen sind hierbei z. B. die Einflüsse von landwirtschaftlicher Praxis (Olesen und Bindi, 2002) sowie von Pflanzenkrankheiten und Schädlingen (Rosenzweig et al., 2001).

Aufgrund der Unsicherheiten der potenziellen Klima- und Landnutzungsänderungen und der hydrologischen Modellierung ist die Ermittlung des zukünftigen Wasserdargebots mit Unsicherheiten versehen. Hinsichtlich der derzeitigen Anforderungen an die Wassermengenbewirtschaftung können Unsicherheiten durch fehlerhaft erfasste Wassernutzer auftreten. Bei der Ermittlung des zukünftigen Wasserbedarfes bestehen Unsicherheiten aufgrund möglicher klimainduzierter Änderungen, der sozio-ökonomischen Entwicklung und des technischen Fortschritts.

Die Unsicherheiten in der Modellkette sollten nicht unabhängig voneinander betrachtet werden (Steinschneider et al., 2012). Ihnen kann durch Verwendung von Modellensembles begegnet werden, z. B. aus mehreren Emissionsszenarien, GCMs und RCMs (Hagemann und Jacob, 2007). Ensembles aus mehreren hydrologischen Modellen (Boorman und Sefton, 1997; Jiang et al., 2006) bzw. Modellparametrisierungen (Arnell, 1999b) oder einer Kombination aus beidem (Duan et al., 2007; Kay et al., 2009) werden zur Berücksichtigung der mit der hydrologischen Modellierung verbundenen Unsicherheiten genutzt. Auch ist es möglich, mehrere, z. B. räumlich unterschiedlich diskretisierte Varianten der Eingangsdaten als Ensemble zu nutzen (Viney et al., 2009). Kombinationen aus Ensembles ermöglichen es, Unsicherheitsquellen mehrerer Bestandteile der Modellkette gleichzeitig zu betrachten (Wilby und Harris, 2006; Christensen und Lettenmaier, 2007; Kay et al., 2009).

Studien zur Quantifizierung der Unsicherheiten zeigten, dass die aus den GCMs resultierenden Unsicherheiten größer sind als jene aus dem Emissionsszenario und dem RCM (Rowell, 2006; Graham et al., 2007; Prudhomme und Davies, 2009). Die Unsicherheiten aus den hydrologischen Modellen sind dabei bezüglich mittlerer Abflussbedingungen meist geringer als jene aus den GCMs und RCMs (Bosshard et al., 2013; Gädeke et al., 2014a).

3 Präzisierung der Aufgabenstellung

Anhand des in Kapitel 2 dargelegten Stands des Wissens wird die Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit zur Beantwortung der in Kapitel 1 formulierten Hypothesen wie folgt präzisiert:

Die Auswirkungen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wasserbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet der Lausitzer Flusseinzugsgebiete werden mittels eines Modellensembles anhand hydrologischer Modellierung und Wasserbewirtschaftungsmodellierung unter Antrieb von Klima- und Landnutzungsszenarien analysiert. Dabei werden auch mögliche wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen untersucht. Das verwendete Modellensemble ist in Abb. 3.1 dargestellt.

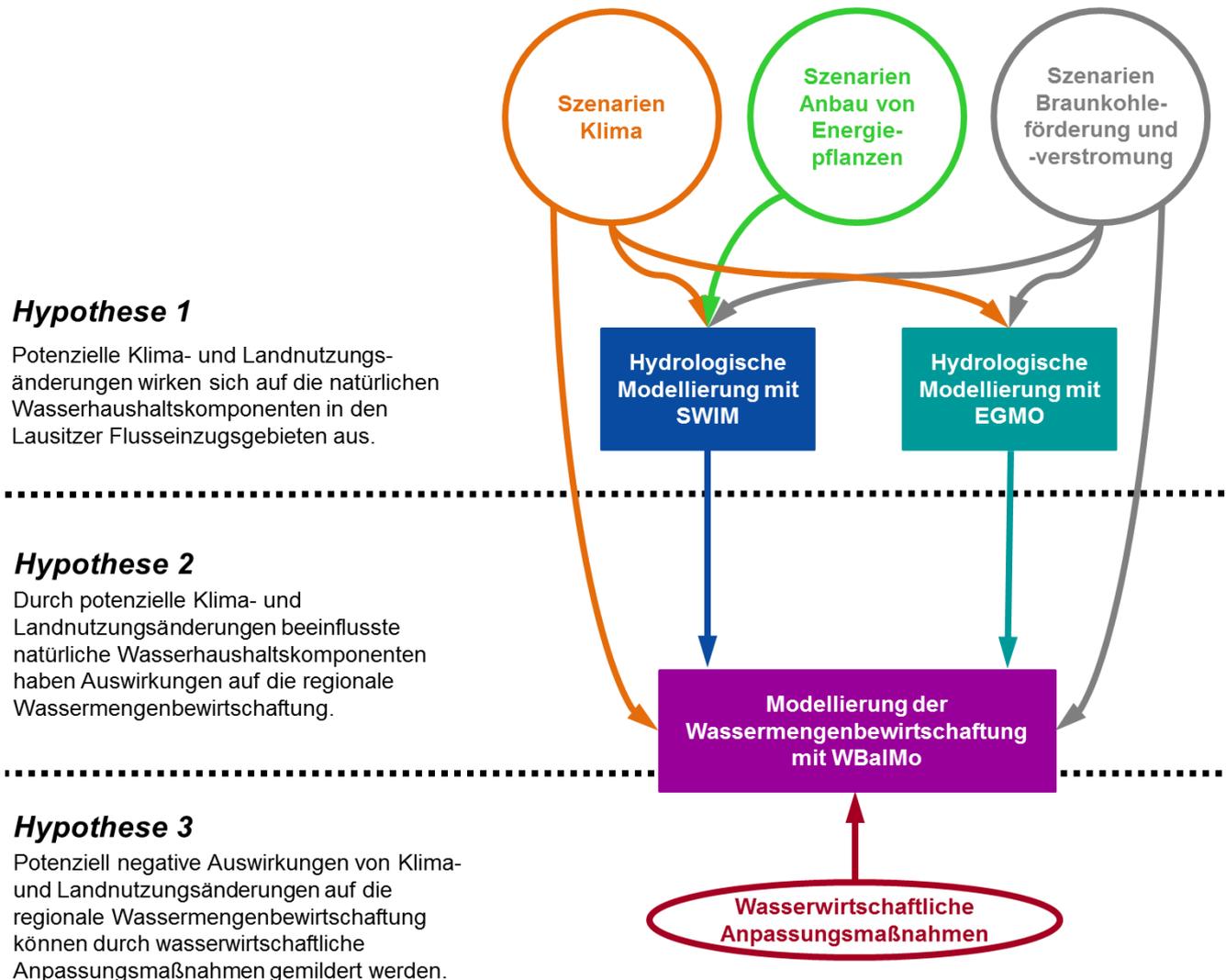


Abb. 3.1 Verwendetes Modellensemble

Als Voraussetzung zur räumlich diskretisierten Simulation der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die hydrologischen Verhältnisse und das Pflanzenwachstum wird das ökohydrologische Modell SWIM aufgebaut und aufgrund anthropogen stark beeinflusster Abflüsse durch Regionalisierung parametrisiert (Kapitel 5).

Zur Beantwortung von Hypothese 1 werden die potenziellen Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt der Lausitz mit SWIM unter Antrieb durch Klimaprojektionen der RCMs STAR und WettReg untersucht. Landnutzungsszenarien werden in Bezug auf den Rückgang des bergbaulich verursachten Grundwasserabsenkungstrichters und einen

verstärkten Anbau agrarischer Energiepflanzen betrachtet. Die mit der hydrologischen Modellierung verbundenen Unsicherheiten werden dadurch berücksichtigt, dass zusätzlich zu den mit SWIM simulierten Abflüssen durch das hydrologische Modellsystem EGMO simulierte natürliche Abflüsse einbezogen werden, welche durch die DHI-WASY GmbH zur Verfügung gestellt worden sind. In der Simulation potenzieller zukünftiger natürlicher Wasserhaushaltskomponenten werden die Einflüsse potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen gemeinsam betrachtet. In den Szenarien zu einem verstärkten Anbau agrarischer Energiepflanzen werden zur Analyse von Rückkopplungen zwischen Wasserhaushalt und Pflanzenwachstum unter sich ändernden klimatischen Bedingungen zusätzlich zu den Auswirkungen auf Wasserhaushaltskomponenten die potenziellen Entwicklungen der Ernteerträge untersucht (Kapitel 6).

Die Herausforderungen der Abschätzung der Klimafolgen auf die Wassermengenbewirtschaftung werden zur Beantwortung von Hypothese 2 durch Simulation der Wassermengenbewirtschaftung mit WBalMo aufgegriffen. Einflüsse der Klimaänderungen auf das natürliche Wasserdargebot werden durch Nutzung mittels hydrologischer Modellierung unter Antrieb von Klimaszenarien simulierter natürlicher Abflüsse berücksichtigt. Weiterhin werden zur Braunkohleförderung und -verstromung anhand ihrer projizierten Sümpfungswassermengen und Kühlwasserbedarfe einbezogen. Durch die Implementierung eines dynamischen Ansatzes der Berechnung des Kühlwasserbedarfs der thermischen Kraftwerke werden zudem die Auswirkungen der klimatischen Änderungen auf den Kühlwasserbedarf simuliert. Die Wasserbewirtschaftungsmodellierung wird schließlich für die Untersuchung der Konsequenzen möglicher wasserwirtschaftlicher Anpassungsoptionen an den Klimawandel genutzt (Kapitel 7).

Die Ergebnisse der Arbeiten werden auch unter Berücksichtigung damit verbundener Unsicherheiten in Kapitel 8 synthetisiert und daraus generelle Schlussfolgerungen abgeleitet.

In Kapitel 9 erfolgt eine Zusammenfassung der Arbeit und der weitere Forschungsbedarf wird aufgezeigt.

4 Das Untersuchungsgebiet

4.1 Allgemeines

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit umfasst die Lausitzer Flusseinzugsgebiete der Schwarzen Elster, der Spree bis zum Pegel Große Tränke (im Weiteren: Spree) und ihres Nebenflusses Dahme sowie das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße bis zum Pegel Steinbach (im Weiteren: Lausitzer Neiße). Die Schwarze Elster ist ein Nebenfluss der Elbe, die Spree ein Nebenfluss der in die Elbe mündenden Havel, die Lausitzer Neiße ein Nebenfluss der Oder. Ein Großteil des Untersuchungsgebiets befindet sich in der Bundesrepublik Deutschland (Bundesländer Freistaat Sachsen, Brandenburg, Berlin und Sachsen-Anhalt). Die Kopfeinzugsgebiete von Spree und Lausitzer Neiße sind teilweise in der Tschechischen Republik gelegen. Die Lausitzer Neiße stellt über einen Großteil ihres Verlaufs den Grenzfluss zwischen der Republik Polen und der Bundesrepublik Deutschland dar. Das Untersuchungsgebiet mit den derzeit aktiven thermischen Kraftwerken und Braunkohletagebauen sowie wasserwirtschaftlichen Speichern (d. h. Talsperren und Speicherbecken) und Gewässerpegeln, die in der Arbeit genauer betrachtet werden, ist in Abb. 4.1 dargestellt und in Tab. 4.1 erläutert. Der Grundwasserabsenkungstrichter (Stand 2005) und der als UNESCO-Biosphärenreservat geschützte Spreewald sind weiterhin in der Karte eingetragen.

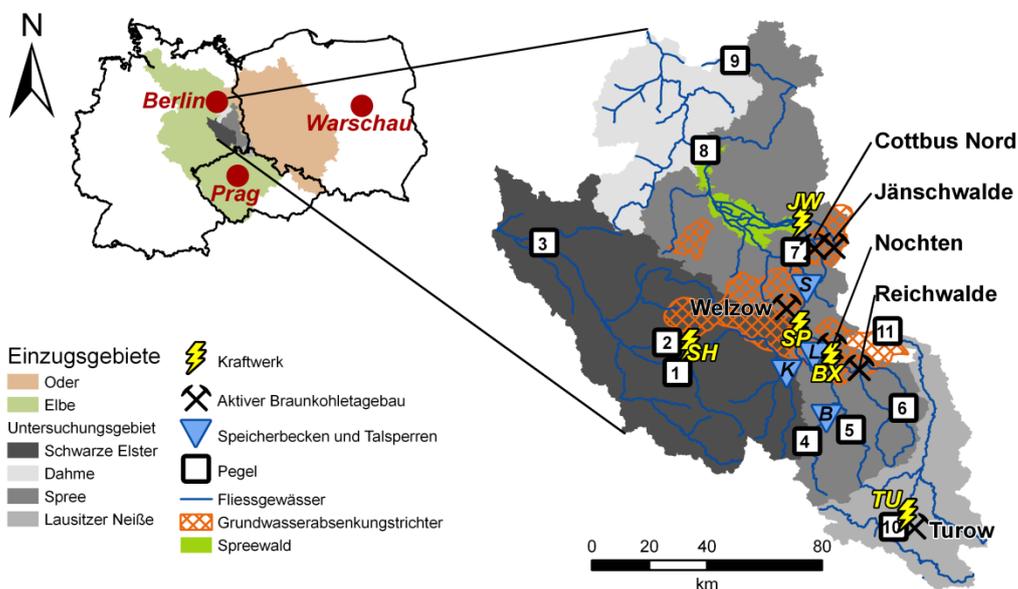


Abb. 4.1 Lage des Untersuchungsgebiets

Tab. 4.1 Erläuterungen zu Abb. 4.1

Kürzel	Kraftwerk	Nummer	Pegel	Fluss
BX	Boxberg	1	Ortrand	Pulsnitz
JW	Jänschwalde	2	Lauchhammer	Schwarze Elster
SH	Schwarzheide	3	Löben	Schwarze Elster
SP	Schwarze Pumpe	4	Bautzen	Spree
TU	Turow	5	Gröditz 1	Löbauer Wasser
		6	Särichen	Weißer Schöps
Kürzel	Speicherbecken und Talsperren	7	Cottbus	Spree
B	Talsperre Bautzen	8	Leibsch	Spree
K	Speicher Knappenrode	9	Große Tränke	Spree
L	Speichersystem Lohsa II	10	Zittau	Lausitzer Neiße
S	Talsperre Spremberg	11	Steinbach	Lausitzer Neiße

Die wesentlichen geographischen und hydrographischen Eigenschaften der Einzugsgebiete sind in Tab. 4.2 zusammengefasst.

Tab. 4.2 Geografische und hydrografische Eigenschaften der Einzugsgebiete
Daten: Simon et al. (2005) und eigene GIS-Analysen (*)

Eigenschaft	Schwarze Elster	Dahme	Spree, Große Tränke	Lausitzer Neiße, Steinbach
Größe [km ²]	5739*	2133*	6262*	2137*
Mittlere Höhe [m]	120*	54*	110*	330*
Höchste Höhe [m]	499	260*	608	1000*
Höhe am Pegel [m]	69	25*	35	100*
Länge Hauptfließgewässer [km]	179	95	300	190*

Vor allem in den Einzugsgebieten von Dahme und Spree dominiert ein dichtes Fließgewässernetz. Weiterhin weist Brandenburg im deutschlandweiten Vergleich die meisten Feuchtgebiete auf (LUA, 2006). Die Gewässernetze im Untersuchungsgebiet wurden durch landwirtschaftliche Komplexmelioration, Kulturbaumaßnahmen, den Anschluss von Binneneinzugsgebieten an das Fließgewässernetz sowie Umverlegung und Trockenlegung im Zuge der Braunkohleförderung stark anthropogen verändert (Pflug, 1998; Driescher, 2003; Armenat, 2012).

Der Süden des Untersuchungsgebiets, in dem sich die Quellgebiete der Schwarzen Elster, der Spree und der Lausitzer Neiße befinden, ist durch Bergland charakterisiert (von West nach Ost: Oberlausitzer Bergland, Zittauer Gebirge, Isergebirge). In diesen Gebieten steht das Grundgebirge des Lausitzer Granodioritmassivs meist oberflächennah an. Im nördlich davon gelegenen Hügelland bedeckt weichselzeitlicher Löss das Lausitzer Granodioritmassiv (Pälchen und Walter, 2008). Die Berg- und Hügelländer bilden im Wesentlichen die Oberlausitz. Der Norden des Untersuchungsgebiets, die Niederlausitz, ist als glazial bestimmtes Tiefland durch die flächenhafte Verbreitung quartärer Lockersedimente geprägt. Im Tiefland fließen die Schwarze Elster, die Dahme und die Spree teilweise durch saale- und weichselzeitliche Urstromtäler.

Die Bodenregionen des Untersuchungsgebiets sind von Süd nach Nord Löß-, Altmoränen und Jungmoränenlandschaften. Die Bodentypen der Einzugsgebiete sind in Abb. A 1 in Anlage A dargestellt. In den Niederungen der Einzugsgebiete von Schwarzer Elster, Dahme und Spree dominieren Auenböden. Diese weisen einen Flächenanteil an den Einzugsgebieten von bis zu 25 % auf. Insbesondere das Einzugsgebiet der Dahme ist von Podsol-Böden geprägt. Weiterhin sind Braunerde, Braunerde-Pseudogley und Fahlerde weit verbreitet. Anthroposol tritt insbesondere in den bestehenden und ehemaligen Tagebauen auf. Im gebirgigen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße dominieren Parabraunerde und Braunerde, Auenböden sind auf den Bereich der Neißeauen begrenzt.

Braunkohlelagerstätten befinden sich in der südöstlichen Oberlausitz in den Tertiärbecken von Berzdorf und Zittau (Oberlausitzer Bergbaurevier) und großräumig in der Niederlausitz (Lausitzer Braunkohlerevier). Insgesamt lagern in der Lausitz über 13 Milliarden Tonnen abbauwürdiger Braunkohle (Nowel et al., 1994). Die Braunkohleförderung und -verstromung prägen die Region daher seit langem wesentlich. Die Geschichte des industriellen Braunkohlebergbaus reicht über ein Jahrhundert zurück, 1882 wurde die erste Brikettfabrik und in den 1890er Jahren die ersten Elektrizitätswerke eröffnet. Politische und ökonomische Gegebenheiten wie die Entwicklung der Energiepreise führten und führen zu Schwankungen der Förderung. Diese erreichte ihr Maximum im

Jahr 1989, damals wurden in den 17 Tagebauen im Lausitzer Braunkohlerevier 195 Millionen Tonnen Kohle pro Jahr gefördert. Nach der deutschen Wiedervereinigung ging der Bergbau in der Region zurück und die meisten Tagebaue wurden stillgelegt. Im Lausitzer Braunkohlerevier sind die Tagebaue Nochten, Reichwalde, Welzow Süd, Cottbus Nord und Jänschwalde (Gesamtförderung im Revier in 2013: ca. 63 Millionen Tonnen Kohle pro Jahr laut Bundesverband Braunkohle (2014)), im Oberlausitzer Bergbaurevier der Tagebau Turow weiterhin aktiv. Die Geschichte des Braunkohlebergbaus in der Lausitz und der sich anschließenden Renaturierung ist z. B. in Pflug (1998) und Steinhuber (2005) beschrieben.

4.2 Klimatische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet ist durch kontinentales Klima mit relativ hohen Sommertemperaturen und geringen Jahresniederschlagssummen mit Maxima der Niederschläge im Sommer charakterisiert (Anlage A, Abb. A 2). Basierend auf beobachteten Klimagrößen der Klimanormalperiode 1961-1990 lassen sich folgende Aussagen treffen: Die mittleren Temperaturen sind in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree um 0,5 °C höher und im gebirgigeren Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ca. 0,8 °C niedriger als der Mittelwert der Bundesrepublik Deutschland von 8,2 °C (Tab. 4.3). Demgegenüber betragen die mittleren Jahresniederschlagssummen in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree mit Werten zwischen 600 mm und 650 mm um bis zu 190 mm weniger als das Mittel für Deutschland von 789 mm. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße liegen die Jahresniederschläge jedoch mit 874 mm um ca. 85 mm über dem Durchschnitt der Bundesrepublik. Die Niederschlagssummen sind in im Mittel in den Sommermonaten höher als in den Wintermonaten. Im Zeitraum 1951-2006 gab es Tendenzen zu zunehmenden Temperaturen um im Mittel 0,02 °C/Jahr (Anlage A, Abb. A 3). Im gleichen Zeitraum nahmen die Niederschläge in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, Dahme und Spree um bis zu 0,5 mm/Jahr ab und im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße um 0,5 mm/Jahr zu. Diese Tendenzen der Niederschlagszunahme sind der innerdekadischen Variabilität untergeordnet. Dies wird durch die Ergebnisse von Gädeke et al. (2014b) bestätigt, die für ein Teileinzugsgebiet der Spree signifikante Temperaturzunahmen feststellten, während die Niederschlagsabnahmen keine Signifikanz aufweisen.

In weiten Teilen der Einzugsgebiete von Schwarzer Elster, Dahme und Spree liegt die potenzielle Verdunstung über 600 mm und die Klimatische Wasserbilanz als Differenz aus Niederschlag und potenzieller Verdunstung ist negativ (HAD, 2000; Grünewald, 2010).

Tab. 4.3 Meteorologische Charakteristika im Untersuchungsgebiet
(Daten: Österle et al. (2014) und DWD (2014))

Mittelwerte Klimanormalperiode 1961-1990	Schwarze Elster	Dahme	Spree, Große Tränke	Lausitzer Neiße, Steinbach	Bundesrepublik Deutschland
Jahresmitteltemperatur [°C]	8,8	8,7	8,7	7,4	8,2
Jahresniederschlag [mm]	649	601	641	874	789

4.3 Landnutzung und Landnutzungsänderungen

In den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Spree und Lausitzer Neiße ist Ackerland die hauptsächliche Landnutzungsform, im Einzugsgebiet der Dahme überwiegt Wald (Anlage A, Abb. A 4). Zusammen bilden Ackerland und Wald ca. 80 % der Landnutzung im Untersuchungsgebiet. Die

hauptsächlich Anbaukulturen sind Weizen, Gerste und Roggen (StLA, 2007; AfS, 2012). Aufgrund energiepolitischer Bestrebungen ist mit einem verstärkten Anbau von Energiepflanzen in der Region zu rechnen (EK, 2005; BMELV und BMU, 2009; Kenkmann, 2010). Silomais, Winterraps und Sonnenblumen sind bereits verbreitete Energiepflanzen in der Region (StLA, 2009; AfS, 2012), zukünftig könnte z. B. auch Sorghumhirse angebaut werden (Tuck et al., 2006; Röhrich et al., 2009). Die Braunkohleförderung wirkt sich wie folgt auf die Landnutzung aus: pro Tonne geförderter Kohle werden bis zu 10 ha Land in Anspruch genommen (Pflug, 1998). Beim Rückgang der Braunkohleförderung entstehen Tagebauseen durch wiederansteigendes Grundwasser; die größte künstliche Seenkette Europas wird geschaffen. Die Karte in Abb. A 5 zeigt einige der sich derzeit in Flutung befindlichen Tagebauseen. Weiterhin werden ehemalige Tagebauflächen z. B. als Wald oder Agroforstplantagen rekultiviert.

Als weitere Landnutzungsänderung ist trotz Rückgangs der Bevölkerung eine Zunahme der Siedlungsflächen durch suburbanen Einfamilienhausbau in der Region zu erwarten (Hoymann, 2010; 2011b).

4.4 Wassermengenbewirtschaftung

Das aufgrund der klimatischen Verhältnisse geringe Wasserdargebot begründet die Notwendigkeit von Maßnahmen der Wassermengenbewirtschaftung in der Region. Anforderungen an die Bewirtschaftung sind unter anderem die Gewährleistung ausreichender Zuflüsse zum UNESCO-Biosphärenreservat Spreewald sowie zur Hauptstadt Berlin, die Teichbespannung für die Fischwirtschaft und die landwirtschaftliche Bewässerung. Vor allem ist die Wassermengenbewirtschaftung in der Region jedoch mit der Braunkohleförderung und -verstromung verbunden. Um die Braunkohle trocken zu fördern, muss der Grundwasserstand bis unter die tiefste Abbausohle gesenkt werden. Im Lausitzer Revier werden dazu im Mittel pro Tonne Kohle sechs Tonnen Grundwasser durch Sumpfung abgepumpt und in die Vorflut abgegeben (Grünwald, 2005). Resultierend daraus wurde auf einer Fläche von rund 2100 km² der Grundwasserstand gegenüber der vorbergbaulichen Zeit abgesenkt (Grünwald, 2001b). Zudem wurden die Abflüsse in den Oberflächengewässern deutlich erhöht, z. B. der mittlere Abfluss in Cottbus von vorbergbaulich rund 13 m³/s auf 32 m³/s Ende der 1980er Jahre, und ihr Jahresgang wurde gleichmäßig (Grünwald, 2001b). Mit der Abnahme der Kohleförderung verringerten sich die in die Vorfluter eingeleiteten Sumpfungswassermengen auf ca. 12 m³/s im Jahr 2011 (Koch und Grünwald, 2011). Im Sanierungsbergbau wird die aktive Flutung von Tagebauseen durch aus den Vorflutern entnommenes Wasser unterstützt, dazu wird auch Wasser aus der Lausitzer Neiße in das Einzugsgebiet der Spree übergeleitet (FGGE, 2009).

Zu den Maßnahmen der Wassermengenbewirtschaftung in der Region zählt die Speicherung von Wasser in Talsperren und Speicherbecken in Phasen des Dargebotsüberschusses mit dem Ziel der Niedrigwasseraufhöhung. Die wichtigsten wasserwirtschaftlichen Speicher und sich in Flutung befindlichen Tagebauseen mit geplanter Speichernutzung sind in Anlage A, Tab. A 3 aufgeführt. Die thermischen Kraftwerke gehören aufgrund ihres Kühlwasserbedarfs zu den größten Wassernutzern der Region. Die wichtigsten Kraftwerke im Lausitzer Braunkohlerevier sind die Kohlekraftwerke Boxberg, Jänschwalde und Schwarze Pumpe sowie das Erdgaskraftwerk Schwarzheide. Die Charakteristika der Kraftwerke sind in Anlage A, Tab. A 4 beschrieben. Die Kraftwerke nutzen größtenteils Sumpfungswasser als Kühlwasser und verfügen über einen geschlossenen Kühlkreislauf (Koch et al., 2012; Vögele und Markewitz, 2014).

5 Simulation des natürlichen Wasserhaushalts im Untersuchungsgebiet mit SWIM

Voraussetzung zur Anwendung hydrologischer Modelle in Szenarienstudien hinsichtlich sich ändernder Bedingungen, z. B. des Klimas und der Landnutzung, ist eine gute Modellanpassung an beobachtete Abflüsse. Im Untersuchungsgebiet ist der klassische Ansatz der Parametrisierung mittels Kalibrierung an den Gebietsauslasspegeln aufgrund der starken anthropogenen Beeinflussung des Abflussgeschehens durch Braunkohleförderung und –verstromung sowie Wassermengenbewirtschaftung stark eingeschränkt. Ziel ist es daher, einen geeigneten Ansatz zur Parametrisierung des ökohydrologischen Modells SWIM zur Simulation des natürlichen Wasserhaushalts im Untersuchungsgebiet zu finden und zu verifizieren.

5.1 Methodik

5.1.1 Das ökohydrologische Modellsystem SWIM

Das prozessorientierte und räumlich semi-distributive Modell SWIM basiert auf den Modellen SWAT (Soil and Water Assessment Tool, Arnold et al., 1994) und MATSALU (Krysanova und Luik, 1989; Krysanova et al., 1989). SWIM wurde zur Simulation der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf hydrologische Prozesse, Pflanzenwachstum und Wasserqualität in mesoskaligen Einzugsgebieten (100-10 000 km²) entwickelt (Krysanova et al., 2005) und wird daher als geeignet für die vorliegende Arbeit angesehen.

Die Modellstruktur von SWIM ist in Anlage B, Abb. B 1, dargestellt, die Prozessbeschreibungen sind in Krysanova et al. (2000) erläutert. Wesentlich ist die räumliche Disaggregation in Einzugsgebiete, Teileinzugsgebiete und Hydrotöpfe (Flächen gleichen Abflussverhaltens). Die Hydrotöpfe werden innerhalb eines Teileinzugsgebietes lageunabhängig aus den Eigenschaften Landnutzung und Boden gebildet. Die Landnutzung wird in fünfzehn Kategorien eingeteilt, für Ackerland können vorparametrisierte Ackerfrüchte gewählt werden. Die vertikalen und lateralen Wasser- und Stoffflüsse werden auf der Hydrotöpebene berechnet, hierbei berücksichtigen Speicheransätze die Prozesse Interzeption, Schneebedeckung, Boden- und Grundwasser. Die Wasser- und Stoffflüsse der Hydrotöpfe werden für Teileinzugsgebiete aggregiert, welche auch die Elemente der Disaggregation der Klimagrößen sind. Die Übertragung von Wasser- und Stoffflüssen aus den Teilgebieten auf das gesamte Einzugsgebiet erfolgt durch Routing nach dem Muskingum-Ansatz (Maidment, 1993). Vertikal wird das hydrologische System in die Bodenoberfläche, die Wurzelzone des Bodens (bis zu zehn Schichten), sowie den Grundwasserleiter aufgeteilt. Für die Bodenoberfläche und die Wurzelzone des Bodens werden die Prozesse Verdunstung, Oberflächen- und Zwischenabfluss sowie Perkolation simuliert, für den Grundwasserleiter die Prozesse Grundwasserneubildung, kapillarer Aufstieg hin zum Boden und lateraler Grundwasserabfluss. Die Simulationen erfolgen im Tagesschritt.

Modellparameter, die nicht durch Messwerte belegten Eigenschaften wie Routingfaktoren und Grundwasserrezessionsraten entsprechen, bzw. Korrekturfaktoren für Messwerte, deren Bestimmung mit Unsicherheiten versehen ist (z. B. potenzielle Verdunstung), sind durch Kalibrierung anzupassen.

Die Modellkalibrierung von SWIM ist für das Einzugsgebiet der Elbe aufgrund anthropogen beeinflusster Abflüsse nur eingeschränkt möglich. Hattermann et al. (2005) kalibrierten daher SWIM für Teileinzugsgebiete der Elbe und übertrugen die kompletten Modellparametersätze auf

physikalisch ähnliche Teileinzugsgebiete (Kategorien Gebirge, Lössgebiet und Flachland). Sie stellten dabei Grundwasserhöhe, -abfluss, Routingparameter sowie Korrekturfaktoren für Globalstrahlung und gesättigte hydraulische Leitfähigkeit als sensitivste Parameter fest. Conradt et al. (2012b) kalibrierten SWIM zunächst global für das tideunbeeinflusste Elbeeinzugsgebiet und passten anschließend den Korrekturfaktor für die potenzielle Verdunstung und die Grundwasserrezessionsraten teileinzugsgebietspezifisch an.

In der vorliegenden Arbeit wird eine Modellversion genutzt, die durch zwei Erweiterungen von Conradt et al. (2012b) besonders an das Untersuchungsgebiet angepasst ist: Zum einen werden darin zwei statt vormals nur ein Grundwasserspeicher unterschieden. Zum anderen erlaubt der implementierte Feuchtgebietsansatz eine abflusszehrende Wirkung von Teilgebieten, die durch einen zusätzlichen Modellparameter, *pcfacts*, gesteuert wird. Auenböden werden anhand des vereinfachten Feuchtgebietsansatz von Hattermann et al. (2008a) als Feuchtgebiete berücksichtigt.

Die potenzielle Verdunstung wurde nach dem Ansatz von Turc-Ivanov (Turc, 1961; Wendling und Schellin, 1986) bestimmt, welcher durch monatliche Korrekturfaktoren von Glugla und König (1989) zur Verwendung in Mitteleuropa angepasst wurde.

5.1.2 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Zur Parametrisierung der Teileinzugsgebiete und Hydrotope wurden folgende Daten genutzt:

- Digitales Geländemodell (DGM) Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer Global Digital Elevation Model (ASTER GDEM Validation Team: METI/ERSDAC, 2009),
- Flächen der oberirdischen Einzugsgebiete in den Bundesländern Sachsen und Brandenburg,
- Flächen der Simulationsteilgebiete des Ländermodells WBalMo Spree / Schwarze Elster,
- Bodenkarten der Anrainerstaaten:
 - deutsche Bodenübersichtskarte 1:1 000 000 (BGR, 1998),
 - tschechische Bodenkarte 1:1 000 000 (CGS, 2005),
 - landwirtschaftliche Bodenkarte 1:100 000 der Republik Polen (IUNG, 2012),
- Landnutzungsdaten CORINE 2000 (Bossard et al., 2000; Büttner et al., 2002).

Die Teileinzugsgebiete der Lausitzer Neiße wurden aus dem DGM abgeleitet. Für die Einzugsgebiete von Schwarzer Elster, Dahme und Spree war dies aufgrund zu geringer Höhenunterschiede nicht möglich. Daher wurden für diese Einzugsgebiete die amtlichen Flächen der oberirdischen Einzugsgebiete genutzt und generalisiert. Als Voraussetzung zur Nutzung der Abflüsse von SWIM in WBalMo wurde beachtet, dass die in SWIM genutzten Teileinzugsgebiete in denen des Ländermodells WBalMo Spree / Schwarze Elster eingebettet sind. Die Eigenschaften Höhe, Neigung und Fließrichtung der Teileinzugsgebiete wurden aus dem DGM bestimmt.

In einer Teilstudie für das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße bis zum Pegel Zittau 1 zeigten sich Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Wasserhaushaltskomponenten unter Nutzung der deutschen und der tschechischen Bodenkarte 1:1 000 000 einerseits und der europäischen Bodenkarte 1:1 000 000 (European Soil Bureau, 2001) andererseits (Pohle et al., 2012; Pohle et al., 2013b). Zur räumlich verteilten Simulation der Wasserhaushaltskomponenten wurden daher für das Gesamtgebiet die deutsche und die tschechische Bodenkarte 1:1 000 000 und die landwirtschaftliche Bodenkarte 1:100 000 der Republik Polen genutzt. Aus den Leitprofilen der deutschen Bodenkarte wurde Korngrößenanteile, Porosität, Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität sowie organische Kohlen- und Stickstoffgehalte für die Parametrisierung der Bodenschichten in SWIM übernommen. Die Lagerungsdichte und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde anhand der Bodenkundlichen

Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN, 2005) ergänzt. Für die tschechische und die polnische Bodenkarte erfolgte eine Übertragung der Profile aus der deutschen Bodenübersichtskarte anhand Bodenart, Bodentyp und Lage (Anlage B, Tab. B 1).

Die Landnutzung wurde aus CORINE 2000 den Landnutzungskategorien von SWIM zugewiesen (Anlage B, Tab. B 2). Gemäß Hattermann et al. (2008a) wurden Flächen mit Auenböden (Leitbodenprofile 1-17) als Feuchtgebiete kategorisiert. Flächen mit Feuchtgebietseigenschaft laut Bodenkarte und den Landnutzungskategorien Ackerland, Brache, Grünland bzw. blanker Boden gemäß CORINE 2000 wurden als nicht bewaldetes Feuchtland parametrisiert. Flächen, die laut CORINE 2000 als Misch-, Nadel-, Laubwald oder Heide eingestuft sind, wurden bei Feuchtgebietseigenschaft anhand der Bodenkarte als bewaldetes Feuchtland parametrisiert (Anlage B, Abb. B2). Auf den Ackerflächen wurde entsprechend der Agrarstrukturerhebung in Sachsen (StLA, 2007) Winterweizen als Anbaukultur angenommen, Zwischenkulturen wurden nicht berücksichtigt.

Als Klimaeingangsdaten wurden Messwerte von Klima- und Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (63 Stationen, Zeitraum 1951-2006) und des Tschechischen Hydrometeorologischen Institutes (3 Stationen, Zeitraum 1951-2003) genutzt (Anlage A, Tab. A 1). Diese wurden am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) durch Lückenfüllung, Übertragung meteorologischer Größen auf die Niederschlagsstationen und Bestimmung der Globalstrahlung aufbereitet (Österle, 2001; Österle et al., 2006; 2014). Der Datensatz enthält tägliche Werte von:

- Lufttemperatur (Tagesminimum, -mittel und -maximum),
- Tagesmittel der relativen Luftfeuchte, des Luftdrucks, des Wasserdampfdrucks und der Bedeckung des Himmels mit Wolken,
- Tagessummen des Niederschlags, der Sonnenscheindauer und der Globalstrahlung.

Die Niederschlagsmessungen wurden anhand der Windgeschwindigkeit und der Niederschlagsart (Schnee bzw. Regen, unterschieden aufgrund der Lufttemperatur) korrigiert. Die in der Simulation mit SWIM genutzten Klimagrößen (Lufttemperatur, Niederschlag, relative Luftfeuchte und Globalstrahlung) wurden von den Stationen mittels Kriging auf die Zentroide der Teileinzugsgebiete interpoliert.

Als Vergleichsdaten für die Abflusssimulation wurden einbezogen (Anlage B, Abb. B 3 und Tab. B 4):

- beobachtete Abflussreihen (tägliche Werte für vierzehn und monatliche Werte für sechs Pegel),
- langjährige beobachtete Monatsmittel der Abflüsse am Pegel Löben (Schwarze Elster, 22 km vor der Mündung in die Elbe, Nr. 3 in Abb. 4.1) im Zeitraum 1974-2008,
- langjährige mittlere Abflüsse des N-A-U-Kartenwerks im Gebiet der DDR im Zeitraum 1921-1940 (IfWW, 1959), die als vom Bergbau unbeeinflusst angesehen werden können,
- um Bewirtschaftungseinflüsse bereinigte monatliche Abflüsse aus dem Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster (Grünwald et al., 2001),
- mittlere monatliche Abflüsse aus DIFGA (Schwarze et al., 1989; Schwarze et al., 1994; Schwarze et al., 1999; LfULG, 2012) insbesondere für sächsische Einzugsgebiete.

Für den tschechischen Pegel Hradek (Lausitzer Neiße, Nr. 25 in Abb. B 3) standen um Bewirtschaftungseinflüsse bereinigte Abflüsse ab 2003 zur Verfügung. Um einen Vergleich mit unter Klimadaten simulierten Abflüsse vor 2003 zu ermöglichen, wurden monatliche Abflüsse für den Pegel Hradek vor 2003 durch lineare Regression ($r^2 = 0,99$) mit beobachteten Abflüssen des drei Kilometer flussabwärts gelegenen Pegel Hartau ermittelt.

5.1.3 Aufbau und Parametrisierung des ökohydrologischen Modellsystems SWIM

Für die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster, der Dahme, der Spree bis zum Pegel Großen Tränke und der Lausitzer Neiße bis zum Pegel Steinbach wurden vier separate Modelle aufgebaut. Die räumliche Diskretisierung der Modelle ist in Tab. 5.1 zusammengefasst.

Tab. 5.1 Räumliche Diskretisierung der Modelle

	Schwarze Elster	Dahme	Spree, Große Tränke	Lausitzer Neiße, Steinbach
Anzahl Teileinzugsgebiete	140	37	181	40
Anzahl Hydrotöpfe	2256	595	2762	898

Die für die hydrologischen Prozesse in SWIM relevanten Modellparameter sind in Anlage B, Tab. B 3, aufgelistet. Sie können nicht vollständig aus Messwerten in der entsprechenden Skala abgeleitet werden, sondern sind teilweise durch Kalibrierung zu bestimmen. Aufgrund der starken anthropogenen Beeinflussung der Abflüsse durch Braunkohlebergbau und Wasserbewirtschaftung ist der klassische Ansatz der Parametrisierung durch Modellkalibrierung an den Pegeln jedoch nur eingeschränkt möglich. Daher erfolgt die Kalibrierung zunächst für folgende Teileinzugsgebiete ohne Einfluss von Braunkohleförderung und mit nur geringen wasserwirtschaftlichen Einflüssen:

- Pulsnitz bis Pegel Königsbrück (92,4 km², Hügelland, Nr. 4 in Abb. B 3),
- Schwarzer Schöps bis Pegel Jänkendorf (125 km², Hügelland, Nr. 19 in Abb. B 3),
- Weißer Schöps bis Pegel Särichen (135 km², Hügelland, Nr. 22 in Abb. B 3),
- Mandau bis Pegel Großschönau (162 km², Bergland, Nr. 23 in Abb. B 3).

Zur Kalibrierung wurden die Modellparameter (Anlage B, Tab. B 3) manuell angepasst. Entsprechend der Verfügbarkeit von Klimaeingangsdaten und beobachteten Abflüssen wurden die Jahre 1998–2001 als Kalibrierungs- und die Jahre 2002–2006 als Validierungsperiode genutzt. Gemäß den Empfehlungen von Vaze et al. (2010) wurden sowohl feuchte als auch trockene Jahre einbezogen. Da die Klimadaten der tschechischen Republik nur bis 2003 zur Verfügung standen, wurden im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße die Jahre 1998, 2002 und 2003 zur Kalibrierung und die Jahre 1999–2001 zur Validierung verwendet. Um robuste Modelle als Basis für die Modellparameterregionalisierung zu erhalten, wurde eine multiobjektive Kalibrierung anhand der Gütekriterien RVE, r², NSE, NSElog und VE (Erläuterungen in Anlage B, Tab. B 5) durchgeführt.

Zur Vermeidung einer Überparametrisierung im Sinne der Äquifinalität wurde anschließend die Anzahl der einzugsgebietspezifisch zu variierenden Parameter reduziert. Dazu wurden zunächst für jedes der vier Teileinzugsgebiete Simulationen mit dem optimalen Parametersatz der anderen Gebiete durchgeführt. Um wieder zufriedenstellende Ergebnisse zu erreichen, wurden Parameter nachkalibriert. Elf Parameter wurden global, d. h. für alle Teileinzugsgebiete, auf den gleichen Wert gesetzt. Zur teileinzugsgebietspezifischen Anpassung von fünf Modellparametern wurde der Programmcode entsprechend erweitert.

Zur Regionalisierung der Modellparameter können Regressionsansätze und Ansätze hinsichtlich von Ähnlichkeiten im Abflussverhalten aufgrund der geringen Anzahl anthropogen wenig beeinflusster Teileinzugsgebiete nicht genutzt werden. Daher wurde ein Ansatz zur Regionalisierung gewählt, welcher auf den Ansätzen der physikalischen Ähnlichkeit und der räumlichen Nähe basiert.

Aus dem N-A-U-Kartenwerk wurden langjährige mittlere weitestgehend bergbauunbeeinflusste Abflüsse an Pegeln entnommen und die in Rasterflächen von 10,5 km² enthaltenen mittleren Abflusshöhen digitalisiert. Der Verschneidung mit den Flächen der Teileinzugsgebiete folgte die Bestimmung

der mittleren Abflussspenden und daraus der langjährigen mittleren Abflüsse der Teileinzugsgebiete. Die so gewonnenen langjährigen mittleren beobachteten Abflüsse im Zeitraum 1921-1949 wurden anschließend mit den langjährigen mittleren mit SWIM simulierten Abflüssen auf Grundlage der Klimaeingangsdaten in der Klimanormalperiode 1961-1990 verglichen.

Weiterhin wurden die Simulationsergebnisse von SWIM in der Klimanormalperiode 1961-1990 für bergbaulich wenig beeinflusste Teileinzugsgebiete mit langjährigen mittleren monatlichen Abflüssen aus dem Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster verglichen. Da die Abflüsse der Lausitzer Neiße im Ländermodell durch Regressionsbeziehungen und nicht anhand hydrologischer Modellierung ermittelt worden sind, sind die Abflüsse für dieses Gebiet nicht vergleichbar.

Zusätzlich wurden die langjährigen mittleren monatlichen Abflüsse von DIFGA mit den Simulationsergebnissen im jeweils gleichen Zeitraum verglichen.

Die mittleren monatlichen Abflüsse am Pegel Löben lagen als langjähriges Mittel für den Zeitraum 1974-2008 vor, die Klimaeingangsdaten nur bis 2006. Das Abflussvolumen und der mittlere jährliche Verlauf der beobachteten Abflüsse wird daher mit den langjährigen Monatsmitteln der Simulationsergebnisse der Jahre 1974-2006 verglichen.

5.2 Ergebnisse

5.2.1 Modellparametrisierung

Bei der Kalibrierung anhand beobachteter Abflussganglinien der Pegel Königsbrück, Jänkendorf, Särichen und Großschönau zeigen sich 16 der 24 hydrologischen Modellparameter als sensitiv. Ihre optimalen Werte für die Teileinzugsgebiete sind in Anlage B, Tab. B 6, angegeben. An den Pegeln Jänkendorf und Särichen konnten jeweils die gleichen Parameterwerte zur Anpassung genutzt werden. Die Parametersätze für Königsbrück, Jänkendorf bzw. Särichen und Großschönau unterscheiden sich, wie in Abb. B 4 in Anlage B verdeutlicht. Vor allem bei den Grundwasserrezessionsraten (abf1 und abf2), welche reine Kalibrierungsparameter darstellen, sind die Spannweiten hoch. Die Gütekriterien in der Kalibrierungs- und -validierungsperiode sind hinsichtlich Abflussvolumen ($-10\% \leq RVE \leq 10\%$) und Abflussdynamik (NSE, NSE_{\log} , r^2 und $VE \geq 0,6$) zufriedenstellend (Anlage B, Abb. B 5). Die Nutzung der optimalen Parametersätze eines jeden der anderen Teileinzugsgebiete führte nur zu einer geringen Übereinstimmung zwischen simulierten und beobachteten Abflüssen (hier nicht dargestellt). Daher wurden einzelne Parameter nachkalibriert, bis wieder zufriedenstellende Ergebnisse erreicht wurden. Folgende Modellparameter wurden global, d. h. für alle Teileinzugsgebiete mit dem gleichen Wert, angepasst (Tab. 5.2):

- der Basisabflussfaktor (bff),
- die Kurvennummern (cnum1, cnum2, und cnum3),
- der initiale Grundwasserzufluss (gwq0) und der Verzögerungsfaktor für Grundwasser (del0),
- die Routingfaktoren (roc2 und roc4),
- die Schneefall- (tsnfall), die –schmelztemperatur (tmelt) und die -schmelzrate (smrate).

Als teileinzugsgebietsspezifisch anzupassende Modellparameter wurden identifiziert (Tab. 5.2):

- der Korrekturfaktor für die potenzielle Verdunstung (ecal),
- der Stellfaktor für die Rezessionsraten der beiden Grundwasserschichten (abf1 und abf2) im Verhältnis $abf1/abf2 = 20/1$,
- der Korrekturfaktor für die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (sccor),
- der Auenzonenparameter (pcfacts).

Bei der Kalibrierung dieser vier Parameter ergaben sich wieder zufriedenstellende Gütekriterien ($-10\% \leq RVE \leq 20\%$; NSE, NSE_{\log} , r^2 und $VE \geq 0,5$) für die Pegel Königsbrück, Jänkendorf, Särichen und Großschönau. Auch für weitere Einzugsgebiete mit nur geringen Einflüssen von Bergbau und Wasserbewirtschaftung wurden meist gute Ergebnisse erreicht (Anlage B, Abb. B 6).

Die Modellparameter für die Gesamtgebiete sind in Tab. 5.2 zusammengefasst. Die regionalisierten Werte der teileinzugsgebietsspezifisch angepassten Parameter sind in Abb. B 7 in Anlage B dargestellt. Für den Korrekturfaktor der potenziellen Verdunstung (ecal) wurden bei der Kalibrierung in bergigen und hügeligen Einzugsgebieten Werte im Bereich $0,85 \leq ecal \leq 1,35$ kalibriert und bei der Regionalisierung auf mittlere Werte im Bereich zwischen 0,95 und 1,25 übertragen. Die Rezessionsrate des schnelleren Grundwasseranteils (abf1) zeigte sich bei der Kalibrierung umso größer in flacheren Einzugsgebieten und wurde entsprechend übertragen. Der Wert des Parameters abf2 wurde als 1/20 von abf1 kalibriert und entsprechend auch regionalisiert. Beim Korrekturfaktor der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (sccor) ließen sich keine räumlichen Muster oder Beziehungen zu Einzugsgebietseigenschaften erkennen, daher wurde dieser Parameter bei der Regionalisierung von benachbarten Gebieten übertragen bzw. auf mittlere Werte (8-9) gesetzt. Die Zehrwirkung über Feuchtgebieten (Parameter pcfacts) wurde als Funktion der Neigung berücksichtigt, bei Neigung über 3 % mit 1,0, bei weniger geneigten Gebieten mit 0,9 und beim Spreewald mit 0,6.

Tab. 5.2 Angepasste Werte der Modellparameter

Parameter	Werte
Globale Anpassung	Global angepasste Werte
Basisabflussfaktor (bff)	0,3
Kurvennummern (cnum1 / cnum2 / cnum3)	50 / 55 / 55
Initialer Grundwasserzufluss (gwq0)	0,02
Verzögerungsfaktor für Grundwasser (del0)	5,5
Routingfaktoren (roc2 / roc4)	1 / 1
Schneefalltemperatur (tsnfall), -schmelztemperatur (tmelt)	0,3 / 1,2
Schneesmelzrate	2,2
Teileinzugsgebietsspezifische Anpassung	Wertebereiche
Korrekturfaktor der potenziellen Verdunstung (ecal)	0,85 – 1,35
Rezessionsraten der Grundwasserschichten (abf1 / abf2)	0,01 – 0,12 / 0,0005 – 0,006
Korrekturfaktor für die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (sccor)	1,0 – 14,0
Auenzonenparameter (pcfacts)	0,6 – 1,0

5.2.2 Vergleich mit Abflüssen aus weiteren Datenquellen

Die Verifizierung der Simulationsergebnisse von SWIM erfolgte anhand verschiedener Vergleichsdaten (Beobachtungswerte, Abflüsse aus dem N-A-U-Kartenwerk, dem Ländermodell und DIFGA). Für Pegel, bei denen mehrere Vergleichsdaten herangezogen werden können, sind die langjährigen mittleren Abflüsse in Abb. 5.1 zusammengefasst. Hierbei liegen die mit SWIM simulierten Abflüsse im Bereich der Vergleichsdaten.

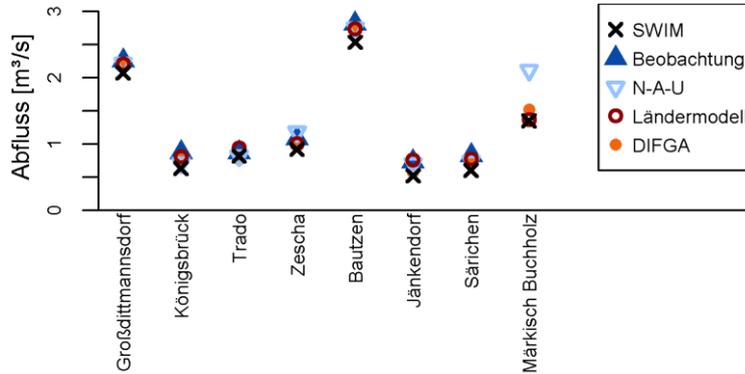


Abb. 5.1 Vergleich langjähriger mittlerer Abflüsse für ausgewählte Pegel

Das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster bis zum Pegel Löben wurde mit Ausnahme weniger Teileinzugsgebiete, in denen eine Kalibrierung möglich war (Schwarze Elster bis Trado und Pulsnitz bis Ortrand) durch Regionalisierung parametrisiert. Die langjährigen mittleren monatlichen Simulationsergebnisse von SWIM (Zeiträumen 1961-1990 bzw. 1974-2006) sind an diesem Pegel gut vergleichbar mit den Beobachtungen (Abb. 5.2). Im Frühjahr liegen die mit SWIM simulierten Abflüsse leicht über den Beobachtungen und im Herbst leicht darunter. Die Abflüsse des Ländermodells sind in allen Monaten deutlich höher als die Beobachtungswerte und die Simulationsergebnisse von SWIM. Für die Jahresmittel der Abflüsse Q am Pegel Löben ergibt sich:

$$Q(\text{Ländermodell}) \gg Q(\text{NAU}) > Q(\text{SWIM}, 1961-1990) \approx Q(\text{SWIM}, 1974-2006) > Q(\text{Messung}).$$

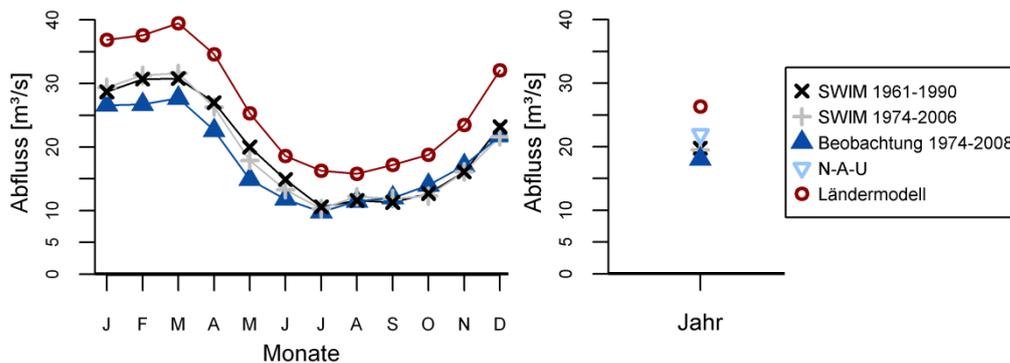


Abb. 5.2 Vergleich langjähriger mittlerer monatlicher (links) und jährlicher Abflüsse (rechts) am Pegel Löben

Die Simulationsergebnisse von SWIM werden in Anlage B, Abb. B 8, diskretisiert für Teileinzugsgebiete mit den Abflüssen aus dem N-A-U-Kartenwerk und dem Ländermodell verglichen. Im Zeitraum 1961-1990 entsprechen die simulierten Abflüsse in der Größenordnung den Werten aus dem N-A-U-Kartenwerk bzw. dem Ländermodell. In einzelnen Teileinzugsgebieten treten jedoch höhere Abweichungen bis zu $RVE \leq \pm 40\%$ auf. Lediglich für den Bereich des Spreewalds ergibt sich jedoch eine Abweichung zu den Abflüssen im N-A-U-Kartenwerk und im Ländermodell in die gleiche Richtung. Der Jahresgang stimmt zwischen SWIM und Ländermodell gut überein, das Bestimmtheitsmaß r^2 liegt mit Ausnahme von Zwischengebieten mit wenig Eigendargebot über 0,8.

Die Vergleiche der Simulationsergebnisse von SWIM mit den Abflüssen aus DIFGA sind in Anlage B, Abb. B 9, dargestellt. Bei sieben Pegeln gibt es bezogen auf den langjährigen mittleren Abfluss nur geringe Unterschiede im Bereich $RVE \leq \pm 10\%$, bei zehn Pegeln zeigen sich jedoch deutlich negative relative Volumenfehler ($RVE > \pm 10\%$), das heißt im Mittel geringere mit SWIM simulierte Abflüsse.

Dies gilt auch für Pegel, bei denen verglichen mit beobachteten Abflüssen, geringe bzw. positive RVE auftreten (z. B. Königsbrück, Kotitz). Die mittlere innerjährliche Dynamik zwischen den Ergebnissen von SWIM und DIFGA stimmt jedoch gut überein ($r^2 \geq 0,8$).

5.2.3 Simulation von Wasserhaushaltskomponenten anhand beobachteter meteorologischer Größen

In der Referenzperiode 1961-1990 liegt die simulierte Jahressumme der **potenziellen Verdunstung** ET_p zwischen 690 mm (Lausitzer Neiße) und 730 mm (Schwarze Elster), die Jahressumme der **realen Verdunstung** ET_r liegt zwischen 510 und 520 mm. In den Wintermonaten bleiben beide Größen unter 20 mm/Monat, im Juni werden mit $ET_p \approx 140$ mm/Monat und $ET_r \approx 100$ mm/Monat die höchsten mittleren Werte bestimmt (exemplarisch für die Schwarze Elster in Abb. 5.3; analoge Abbildungen für alle Gebiete in Anlage B, Abb. B 10). Im Sommer liegt die potenzielle Verdunstung im Mittel um bis zu 40 mm/Monat über der realen Verdunstung. Die Werte für einzelne Jahre, streuen deutlich um die Mittelwerte. So ergeben sich für die potenzielle Verdunstung Unterschiede zwischen dem Mittelwert und dem 25 %- bzw. dem 75 %-Quantil (q25% bzw. q75%) von bis zu ± 50 mm vor allem im Sommer. Bei der realen Verdunstung ergeben sich im Bereich zwischen dem 25 %- bzw. dem 75 %-Quantil Unterschiede vom Mittelwert von ca. ± 20 mm. Die mittleren Jahressummen beider Größen (exemplarisch für die Schwarze Elster in Abb. 5.3, analog für alle Gebiete in Anlage B, Abb. B 11) zeigen neben innerdekadischen Schwankungen auch leicht zunehmende Tendenzen. Die mittlere jährliche Zunahme der potenziellen Verdunstung ist mit Werten um 1 mm/Jahr um den Faktor 5 bis 20 höher als die der realen Verdunstung.

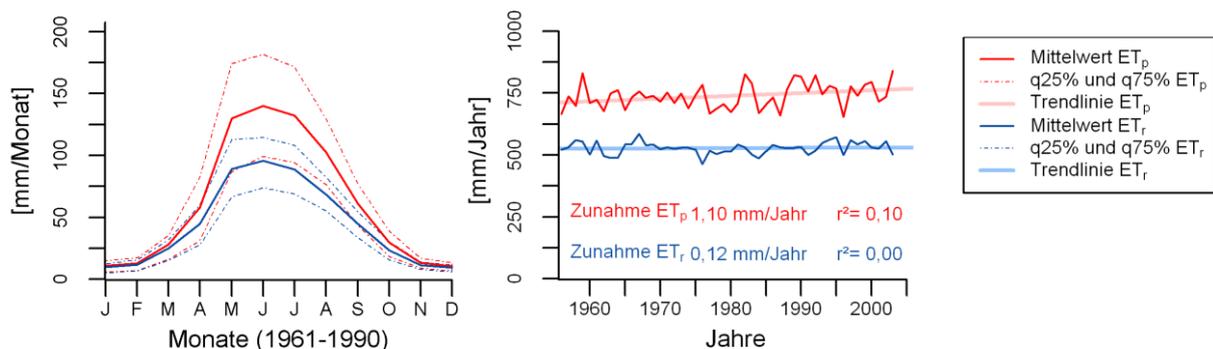


Abb. 5.3 Potenzielle (ET_p) und reale Verdunstung (ET_r) im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Monatssummen der Referenzperiode 1961-1990 als Mittelwerte und 25%- und 75%-Quantile (links) sowie Jahressummen (rechts))

Die **Klimatische Wasserbilanz** KWB ist in der Referenzperiode für die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster (KWB = -88 mm), der Dahme (KWB = -103 mm) und der Spree (KWB = -64 mm) negativ. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße (KWB = 180 mm) ist sie hingegen positiv. Sie nimmt in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree im Mittel um 1,8 mm/Jahr, im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße um 0,8 mm/Jahr ab (Abb. 5.4 bzw. Anlage B, Abb. B 12).

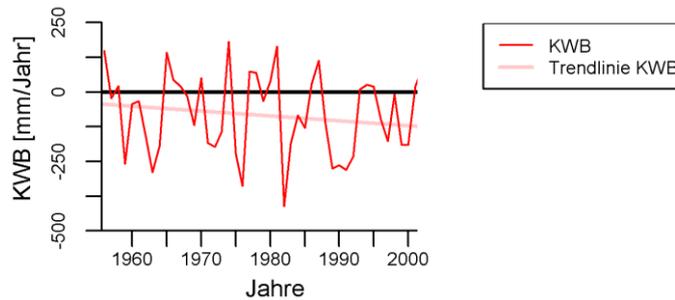


Abb. 5.4 Klimatische Wasserbilanz (KWB) im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Jahressummen)

Im März sind **Abflusshöhe** (R) und **Grundwasserneubildung** (GWN) am höchsten, im Juni und Juli am geringsten (Schwarze Elster exemplarisch in Abb. 5.5, analoge Abbildungen für die anderen Einzugsgebiete in Anlage B, Abb. B 13). Hierbei zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten. In der Referenzperiode werden die höchsten Jahressummen für die Lausitzer Neiße simuliert (R = 320 mm, GWN = 205 mm), gefolgt von der Schwarzen Elster (R = 127 mm, GWN = 117 mm), der Spree (R = 118 mm, GWN = 93 mm) und der Dahme (R = 97 mm, GWN = 86 mm). Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ist im Vergleich zu den anderen Gebieten die Abflusshöhe höher als die Grundwasserneubildung. In allen Gebieten ergeben sich vor allem im Winter basierend auf 30 Jahren der Beobachtung deutliche Streuungen um die langjährigen Mittelwerte der Monatssummen. Im Interquartilsabstand zwischen dem 25 %- und dem 75 %-Quartil Abweichungen treten um bis zu 50 % geringere bzw. bis zu 30 % höhere Abflusshöhen als im langjährigen Monatsmittel auf. Im Sommer liegt die Grundwasserneubildung im 25 %-Quartil um bis zu 100 % unter dem Mittelwert, so dass sich teils Zehrung aus dem Grundwasser ergibt. Im Winter liegt das 75 %-Quartil der Grundwasserneubildung um bis zu 30 % über dem Mittelwert, im Sommer liegt es zum Teil noch unterhalb des Mittelwerts. Die Schwankungen von Abflusshöhe und Grundwasserneubildung werden auch in den Jahressummen deutlich (Schwarze Elster in Abb. 5.5, andere Gebiete in Anlage B, Abb. B 14). Der Kurs der innerdekadischen Variabilität entspricht dem der Klimatischen Wasserbilanz. Bei Schwarzer Elster (Abb. 5.5), Dahme und Spree bestehen leichte Tendenzen zur Abnahme um im Mittel ca. 0,5 mm/Jahr, bei der Lausitzer Neiße hingegen Zunahmen in ähnlicher Größenordnung.

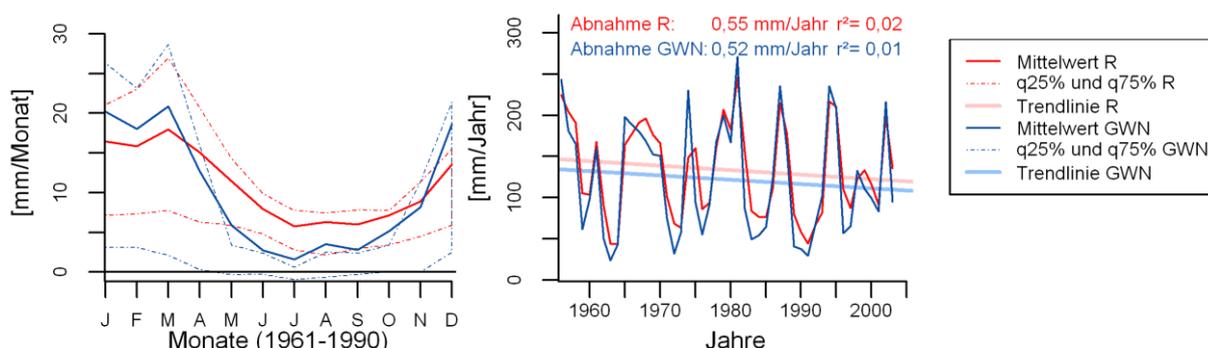


Abb. 5.5 Abflusshöhe (R) und Grundwasserneubildung (GWN) im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Monatssummen der Referenzperiode 1961-1990 als Mittelwerte und 25%- und 75%-Quantile (links) sowie Jahressummen (rechts))

Für die Referenzperiode werden mittlere jährliche **Abflüsse** von 23,4 m³/s für die Schwarze Elster, 6,9 m³/s für die Dahme, 24,1 m³/s für die Spree und 21,7 m³/s für die Lausitzer Neiße simuliert. Bei vergleichbarem mittlerem Jahresabfluss sind die Winterabflüsse der Spree höher und die Sommer-

abflüsse geringer als bei der Schwarzen Elster (Abb. 5.6). Für die Lausitzer Neiße werden höhere Sommerabflüsse als für die Schwarze Elster und die Spree simuliert. Die jährlichen Abflüsse sind sehr variabel. Für die Abflüsse der Schwarzen Elster, Dahme und Spree ergeben sich Abnahmen von im Mittel bis zu 0,10 (m³/s)/Jahr, für die Lausitzer Neiße werden Zunahmen von im Mittel 0,03 (m³/s)/Jahr simuliert. Diese Tendenzen sind nicht stark ausgeprägt ($r^2 < 0,03$).

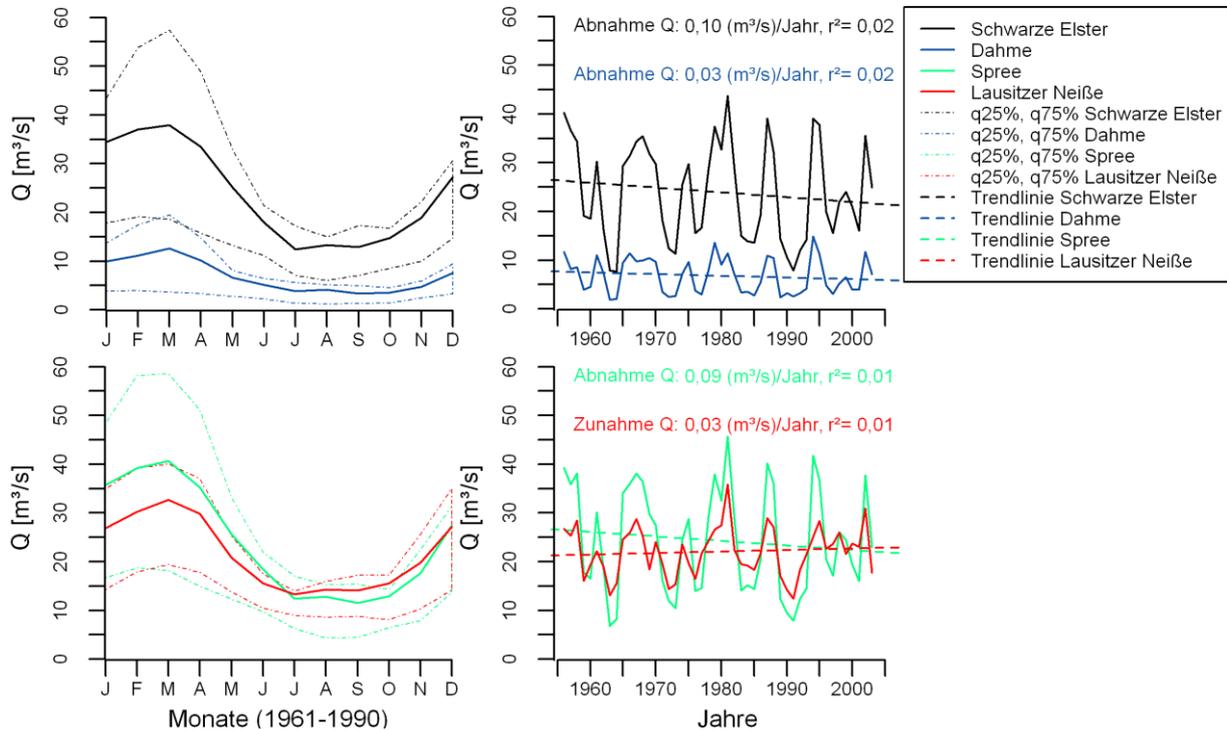


Abb. 5.6 Abflüsse Q von Schwarzer Elster, Dahme, Spree (Große Tränke) und Lausitzer Neiße (Steinbach) (Monatsmittel der Referenzperiode 1961-1990 als Mittelwerte und 25%- und 75%-Quantile (links) sowie Jahresmittel (rechts))

5.3 Diskussion

5.3.1 Modellparametrisierung

Die Parametrisierung hydrologischer Modelle stellt in den Lausitzer Flusseinzugsgebieten eine große Herausforderung dar, da deren Abflussgeschehen stark anthropogen beeinflusst ist. Diese wurde in der vorliegenden Arbeit durch einen Ansatz aus der Modellkalibrierung für Teileinzugsgebiete und Regionalisierung für die Gesamtgebiete erfolgreich angegangen.

Der in der vorliegenden Arbeit genutzte Ansatz der Simulation des natürlichen Wasserhaushalts mit SWIM zeichnet sich gegenüber dem bisher in der Region vielfältig verwendeten Modell EGMO durch die höhere Diskretisierung in Raum (semi-distributiv statt Blockmodell) und Zeit (Tage statt Wochen bzw. Monate) und die prozessorientierte Modellierung aus.

Verglichen mit anderen Studien, die SWIM im Elbeeinzugsgebiet nutzen (Hattermann et al., 2005; Conradt et al., 2012b; Huang et al., 2013), ist die räumliche Diskretisierung in der vorliegenden Arbeit höher (Eingangsdaten für die Hydrotope mit 100 m statt 250 m Raster). Durch den gewählten Ansatz zur Parametrisierung (Kalibrierung für Teileinzugsgebiete und anschließende Regionalisierung) unter Nutzung unterschiedlicher Vergleichsdaten wurden für das Untersuchungsgebiet Modelle erhalten, mit denen der potenziell natürliche Wasserhaushalt in der bergbaulich und wasserwirtschaftlich beeinflussten Region detailliert abgebildet wird. Dies wurde auch durch Vergleiche mit Ergebnissen

der Modelle WaSiM-ETH (Schulla und Jasper, 2012) und HBV-light (Seibert und Vis, 2012) für Teileinzugsgebiete der Pulsnitz und der Dahme gezeigt (Pohle et al., 2013a).

In der vorliegenden Arbeit wurde SWIM erstmals im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße eingesetzt. Aufgrund der Problematik der Datenverfügbarkeit bzw. des –austauschs wurden für die Lausitzer Neiße bisher nur in wenigen Studien hydrologische Modelle genutzt. Bestrebungen und Ergebnisse der hydrologischen Modellierung der Lausitzer Neiße sind im Tageszeitschrift durch das EU-Projekt NEYMO (LfULG und IMGW, 2012) und im Monatszeitschrift durch Walther et al. (2012) bekannt.

Das Modell SWIM wurde in der vorliegenden Arbeit unter Anpassung der hydrologisch relevanten Modellparameter erfolgreich für von Bergbau und Wasserbewirtschaftung wenig beeinflusste Teileinzugsgebiete kalibriert. Für die in Größe, Relief, Landnutzung und Bodeneigenschaften ähnlichen und zudem benachbarten Teileinzugsgebiete des Schwarzen Schöps bis Jänkendorf und des Weißen Schöps bis Särichen wurden bereits bei Kalibrierung aller Modellparameter die gleichen Parameterwerte erhalten. Dies stimmt mit den Thesen von z. B. Egbuniwe und Todd (1976) und Burn und Boorman (1993) überein, dass sich physikalisch ähnliche bzw. benachbarte Gebiete auch hydrologisch ähnlich verhalten. Für die anderen Gebiete (Pulsnitz bis Königsbrück und Mandau bis Großschönau) stellten sich jedoch z. T. deutlich unterschiedliche Parametersätze heraus. Zur Vermeidung der Äquifinalität und als Grundlage zur Parameterregionalisierung wurde die Anzahl der teileinzugsgebietsspezifisch anzupassenden Modellparameter reduziert.

Mit dem Korrekturfaktor e_{cal} wurde die nach Turc-Ivanov ermittelte potenzielle Verdunstung teileinzugsgebietsspezifisch um bis zu 15 % verringert bzw. bis zu 35 % erhöht. Stärkere Korrekturen der potenziellen Verdunstung wurden im Berg- und Hügelland durchgeführt, was durch die räumliche Heterogenität der Klimagrößen und die dadurch entstehenden Unterschiede zwischen Klimagrößen an Stationen und im Teileinzugsgebiet begründet ist. Die Kalibrierung dieses Korrekturfaktors entspricht den Ergebnissen von Conradt et al. (2012a), wonach in der Kalibrierung von SWIM eine moderate Korrektur der potenziellen Verdunstung der Anpassung eines Korrekturfaktors des Niederschlages vorzuziehen ist. Gerechtfertigt ist diese Korrektur dadurch, dass die verschiedenen Verfahren der Bestimmung der potenziellen Verdunstung unterschiedliche Ergebnisse liefern (z. B. Lu et al., 2005; Trajkovic und Kolakovic, 2009). Zudem wird die zur Bestimmung der potenziellen Verdunstung genutzte Globalstrahlung meist durch Regressionsbeziehungen aus der Sonnenscheindauer bestimmt und ist daher ungenau (Quaschnig et al., 2002).

Die Grundwasserrezessionsraten, welche reine Kalibrierparameter darstellen, wurden auch in einer Studie von Conradt et al. (2012b) für das tideunbeeinflusste Einzugsgebiet der Elbe als räumlich sensitive und daher teileinzugsgebietsspezifisch anzupassende Modellparameter identifiziert.

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde teileinzugsgebietsspezifisch korrigiert, wie auch in der Studie von Hattermann et al. (2005) im gesamten Elbeeinzugsgebiet. Diese Korrektur ist zulässig, da die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wie andere Bodenparameter im Labor oder Feld auf einer anderen Skala bestimmt werden als sie für die hydrologische Modellierung genutzt werden.

Die teileinzugsgebietsspezifische Anpassung des Parameters, der die Zehrwirkung von Auengebieten beschreibt, lieferte in Niedrigwasserperioden gute Ergebnisse. Bei Teilgebieten mit höherem Gefälle wurde eine geringere Zehrwirkung festgestellt. Mit der Anpassung für den Spreewald wurde die stärkere Zehrwirkung in diesem von vielen Kanälen durchzogenen Gebiet berücksichtigt.

5.3.2 Vergleich mit Abflüssen aus weiteren Datenquellen

Die Modellparameterregionalisierung wurde durch Vergleich mit Abflüssen aus dem N-A-U-Kartenwerk, dem Ländermodell Spree / Schwarze Elster, DIFGA und langjährigen mittleren beobachteten Abflüsse der Schwarzen Elster verifiziert (dargestellt z. B. in Abb. 5.1 und Abb. 5.2).

Die mit SWIM simulierten Abflüsse liegen aggregiert für Auslasspegel größerer Teilgebiete meist leicht unter denen aus dem N-A-U-Kartenwerk. Dies kann durch bereits erfolgte klimatische Änderungen (höhere Temperaturen und geringere Niederschläge) gegenüber dem Zeitraum der Datenerhebung für das N-A-U-Kartenwerk (1921-1940) begründet werden. Als Ursachen für Unterschiede in kleineren Gebieten sind neben Klima- auch Landnutzungsänderungen und Ungenauigkeiten in der Messmethode und der Übertragung der beobachteten Abflüsse auf die Raster im N-A-U-Kartenwerk zu vermuten.

In den meisten Gebieten liegen die mit SWIM simulierten Abflüsse leicht unter denen aus dem Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster, größere Unterschiede gibt es in Zwischengebieten mit geringem Eigendargebot (z. B. Spreewald, Schwarze Elster von Pegel Löben bis Mündung) sowie in Einzugsgebieten mit Einflüssen durch Bergbau und Wasserwirtschaft (z. B. Hammergraben als Zufluss der Schwarzen Elster flussabwärts des Pegels Lauchhammer). Diese lassen sich durch den unterschiedlichen Zeitbezug und unterschiedliche Ansätze zur Erzeugung potenzieller natürlicher Abflüsse erklären. Unterschiedliche Ansätze zur Naturalisierung der Abflüsse sind die mögliche Ursache für die Abweichungen zwischen den Simulationsergebnissen von SWIM und den Abflüssen aus DIFGA.

Beim Vergleich mit den langjährigen mittleren beobachteten Abflüssen am Pegel Löben (Schwarze Elster) ist zu beachten, dass in den Beobachtungen Einflüsse durch Bergbau und Wasserbewirtschaftung enthalten sind. Die Begründung dafür, dass die Simulationsergebnisse von SWIM im Frühjahr leicht über den Messungen und im Herbst leicht darunter liegen, ist die Füllung von Speichern und Fischteichen im Frühjahr und deren Entleerung im Sommer und Herbst.

Insgesamt werden die durch Regionalisierung parametrisierten Modelle als verifiziert angesehen. Sie bilden damit die Voraussetzung zur Simulation natürlicher Wasserhaushaltskomponenten auch unter Klima- und Landnutzungsänderungen.

Der generelle Ansatz der Modellparametrisierung durch Kalibrierung für Teileinzugsgebiete und anschließende Regionalisierung für größere Einzugsgebiete, für welche keine bzw. stark anthropogen beeinflusste beobachtete Abflüsse vorliegen, ist auch auf andere Gebiete bzw. hydrologische Modelle übertragbar. In anderen Gebieten sind dann abhängig von den dominierenden hydrologischen Prozessen andere besonders sensitive teileinzugspezifisch zu variierende Parameter vorstellbar (z. B. Schneeparameter in alpinen Einzugsgebieten).

5.3.3 Simulation von Wasserhaushaltskomponenten anhand beobachteter meteorologischer Größen

Die Simulationsergebnisse von potenzieller und realer Verdunstung, Klimatischer Wasserbilanz Abfluss und Grundwasserneubildung der Vergangenheit weisen entsprechend der Klimadaten (siehe Abschnitt 4.2) hohe innerjährliche und innerdekadische Variabilität auf. Da die potenzielle Verdunstung nicht von der Wasserverfügbarkeit abhängt, sind ihre Schwankungen größer als jene der durch potenzielle Verdunstung und Wasserverfügbarkeit bestimmten realen Verdunstung. Die Jahressumme der potenziellen Verdunstung ist besonders hoch bei hoher Jahresmitteltemperatur.

Eine hohe reale Verdunstung setzt gleichzeitig hohe Jahresmitteltemperaturen und Niederschlagsjahressummen voraus. Innerdekadische Schwankungen in Klimatischer Wasserbilanz, Abfluss und Grundwasserneubildung sind insbesondere auf die Variabilität des Niederschlags zurückzuführen. Diese innerdekadische Variabilität ist bei potenzieller und realer Verdunstung im Sommer, bei Abfluss und Grundwasserneubildung besonders im Winter stark ausgeprägt.

Bei vergleichbarem mittlerem Jahresabfluss sind die Winterabflüsse der Spree höher und bedingt durch die starke Verdunstung im Spreewald die Sommerabflüsse geringer als bei der Schwarzen Elster. Für die Lausitzer Neiße werden aufgrund der geringeren realen Verdunstung und höherer Sommerniederschläge höhere Sommerabflüsse als für die Schwarze Elster und die Spree simuliert.

Tendenzen zur Zunahme der Jahresmitteltemperatur spiegeln sich in den Simulationsergebnissen einer ansteigenden potenziellen Verdunstung wider. Aufgrund leichter Abnahme der Niederschläge in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree, und damit verringerter Wasserverfügbarkeit, sinkt die Klimatische Wasserbilanz und die reale Verdunstung steigt deutlich weniger an als die potenzielle Verdunstung. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ist aufgrund der höheren Wasserverfügbarkeit die mittlere jährliche Zunahme der realen Verdunstung höher. In den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, Dahme und Spree gibt es auch leichte Tendenzen zur Abnahme von Abfluss, Grundwasserneubildung. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße nehmen Abfluss und Grundwasserneubildung durch ansteigende Winterniederschläge zu. Die Tendenzen zur Änderung der Wasserhaushaltskomponenten sind gegenüber diesen Variabilitäten nachgeordnet.

Vergleiche mit beobachteten Trends der Wasserhaushaltskomponenten sind aufgrund der starken Bewirtschaftungseinflüsse eingeschränkt. Die simulierten Tendenzen zu abnehmenden Abflüssen stimmen jedoch mit Beobachtungen für ein Teileinzugsgebiet des Weißen Schöps (Gädeke et al., 2014b), für die Elbe (Bormann, 2010) und für die Oder (Sen und Niedzelski, 2010) überein.

5.4 Zusammenfassung

Mit dem ökohydrologischen Modellsystem SWIM wurde für die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster, der Dahme, der Spree und der Lausitzer Neiße je ein Modell aufgebaut. Es wurde ein geeigneter Ansatz zur Modellparametrisierung im Untersuchungsgebiet, dessen Abflussgeschehen stark anthropogen beeinflusst ist, gefunden. Dieser Ansatz ist in Abb. 5.7 zusammengefasst. Die Grundlage bildet eine multiobjektive Modellkalibrierung anhand beobachteter Abflüsse für Teileinzugsgebiete, deren Abflussgeschehen nicht von Bergbau und Wasserwirtschaft beeinflusst ist. Hierbei zeigten sich hohe Spannweiten in den Parameterwerten. Zur Vermeidung einer Überparametrisierung wurden daraufhin einige Parameter global, die räumlich besonders sensitiven Parameter jedoch teileinzugsspezifisch angepasst und für die Gesamtgebiete regionalisiert. Die Verifizierung der Parametrisierung von SWIM erfolgte durch Vergleich der Simulationsergebnisse mit Abflüssen aus dem N-A-U-Kartenwerk, dem Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster und DIFGA. Dabei zeigten sich in den Simulationsergebnissen im allgemeinen geringe Unterschiede zu den Vergleichsdaten, sowohl hinsichtlich der langjährigen mittleren Abflüsse als auch des mittleren innerjährlichen Verlaufs.

Dementsprechend ist die ökohydrologische Modellierung mit SWIM als geeignetes Werkzeug zur räumlich diskretisierten Simulation natürlicher Wasserhaushaltskomponenten in den Lausitzer Flusseinzugsgebieten zu verstehen. Die durch Regionalisierung parametrisierten Modelle können damit als Voraussetzung zur Simulation natürlicher Wasserhaushaltskomponenten auch unter sich ändernden

Bedingungen, z. B. des Klimas und der Landnutzung dienen. Der Szenarienfähigkeit hinsichtlich potenziell trockenerer Bedingungen wurde bei der Parametrisierung für Teilgebiete insbesondere dadurch Rechnung getragen, dass Trockenperioden in die Kalibrierungs- und Validierungsperiode einbezogen und die Gütekriterien NSE_{log} und VE, welche die Modellanpassung auch in Niedrigwasserperioden prüfen, genutzt wurden.

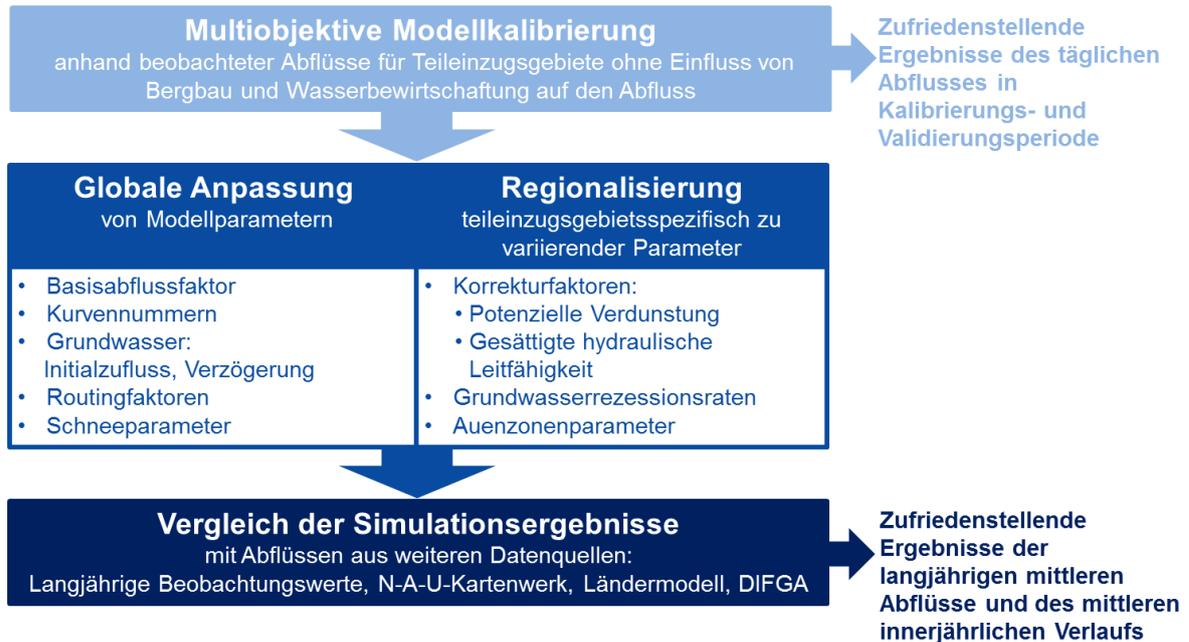


Abb. 5.7 Vorgehen und Ergebnisse der Parametrisierung von SWIM

Bei der Simulation natürlicher Wasserhaushaltskomponenten der Vergangenheit (1956-2003) ergeben sich in den flachlandigen Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree analog zu den Klimaeingangsdaten hohe Ähnlichkeiten in Größenordnung und Dynamik. Bei den Jahresmittelwerten zeigen sich entsprechend der Änderungen der Klimagrößen (zunehmende Temperaturen und zum Teil leicht abnehmende Jahresniederschlagssummen) bereits leichte Tendenzen zur Zunahme der potenziellen und realen Verdunstung sowie Abnahme von Klimatischer Wasserbilanz, Abfluss und Grundwasserneubildung in diesen Einzugsgebieten.

6 Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt im Untersuchungsgebiet

Mit dem Ziel, die Auswirkungen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt in den Lausitzer Flusseinzugsgebieten zu analysieren und damit die in Kapitel 1 formulierte Hypothese 1 zu beantworten, werden Simulationen mit SWIM unter Antrieb von Klima- und Landnutzungsszenarien durchgeführt. Da neben Mittelwerten potenzieller Änderungen auch Unsicherheiten von Interesse sind, werden jeweils mehrere Szenarien und bei den Klimaszenarien mehrere Realisierungen betrachtet. Den mit der hydrologischen Modellierung verbundenen Unsicherheiten wird dadurch Rechnung getragen, dass die Ergebnisse von SWIM mit durch die DHI-WASY GmbH bereitgestellten Ergebnissen des hydrologischen Modells EGMO verglichen werden.

6.1 Methodik

6.1.1 Klimaeingangsdaten

Klimaeingangsdaten der RCMs STAR und WettReg bildeten die Grundlage zur Analyse der Auswirkungen potenzieller Klimaänderungen auf natürliche Wasserhaushaltskomponenten

Die Klimaprojektion mit STAR nutzt die Tagesmitteltemperatur als exogen treibende Klimavariablen zur Neukombination von Klimadaten der Vergangenheit in die Zukunft. Der vorgegebene mittlere Temperaturanstieg wird dabei unter der Annahme der Repräsentativität für Teilgebiete unter Berücksichtigung der räumlichen Erhaltungsneigung von Temperaturänderungen auf Klimastationen übertragen. Die anderen Variablen des Standarddatensatzes der synoptischen Wetterstationen (Niederschlag, relative Luftfeuchte, Globalstrahlung, Tagesminimum- und Tagesmaximumtemperatur) der jeweiligen Tage und Stationen werden mitgeführt. Die Zusammenhänge zwischen meteorologischen Größen und ihre natürliche Variabilität bleiben dadurch erhalten.

In der vorliegenden Arbeit wurden je 100 Realisierungen (stochastisch generierte Zeitreihen) von drei STAR-Szenarien im Zeitraum 2003-2054 genutzt, die für die gleichen Stationen zur Verfügung standen wie die Klimadaten der Vergangenheit (Stationsliste in Anlage A, Tab. A 1). Im Szenario STAR 0K (S 0K) wird keine weitere Temperaturerhöhung angenommen, jedoch ist die bereits erfolgte regionale Temperaturzunahme enthalten. Daher ist die Jahresmitteltemperatur in diesem Szenario um durchschnittlich 0,9 K höher als die mittlere Temperatur der Referenzperiode 1961-1990. Die anderen beiden Szenarien gehen von einer weiteren Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um 2 K (S 2K) bzw. 3 K (S 3K) bis 2054 im Elbeeinzugsgebiet aus.

Grundlage von WettReg ist eine objektive Wetterklassifikation, bei der jahreszeitlich zwischen Wetterlagen für Temperaturregime und Feuchteregime unterschieden wird. Basierend auf Ergebnissen der GCMs für die Wetterlagen werden Szenarien zukünftiger klimatischer Bedingungen unter Nutzung der meteorologischen Größen aus gemessenen Zeitreihen generiert. Dabei werden Korrekturen hinsichtlich der Geländehöhe und des Niederschlagsregimes durchgeführt.

In der vorliegenden Arbeit wurden Zeitreihen an 149 deutschen Klima- und Niederschlagsstationen (Anlage C, Tab. C1) der Simulationen für die Vergangenheit (W Ref; 1961-2000) und für das A1B-Szenario (W A1B; 2001-2054) verwendet. Dazu wurden zunächst die meteorologischen Größen der Klimastationen (außer Niederschlag) mittels Kriging auf die Niederschlagsstationen übertragen.

Für die Zeitreihen von STAR und WettReg wurden, analog zum Vorgehen bei den beobachteten meteorologischen Größen, die Niederschlagsreihen in den Szenarien anhand der Windgeschwin-

digkeit und der Niederschlagsart korrigiert. Anschließend wurden die Klimagrößen Lufttemperatur, Niederschlag, relative Luftfeuchte und Globalstrahlung von den Stationen mittels Kriging auf die Schwerpunkte der Teileinzugsgebiete interpoliert.

Die für EGMO erforderlichen Klimaeingangsdaten (Tagesmitteltemperatur, relative Luftfeuchte, korrigierter Niederschlag und potenzielle Verdunstung nach Turc-Ivanov) wurden im Rahmen dieser Arbeit zeitlich auf Wochenwerte und räumlich auf durch die DHI-WASY GmbH definierte sogenannte meteorologische Teilgebiete, die sich über mehrere Teileinzugsgebiete erstrecken, aggregiert. Diese Daten wurden der DHI-WASY GmbH für die Simulationen mit EGMO zur Verfügung gestellt.

6.1.2 Landnutzungsszenarien

Landnutzungsszenarien wurden in dieser Arbeit zum einen hinsichtlich des Bergbaus und zum anderen in Bezug auf einen verstärkten Anbau agrarischer Energiepflanzen einbezogen.

Die mögliche zukünftige Entwicklung des Bergbaus in der Region wird anhand folgender Szenarien betrachtet, welche Annahmen zum Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters treffen:

- Szenario Kein Bergbau: Grundwasserabsenkung nicht berücksichtigt,
- Szenario Status Quo 2005: Gleichbleibende Fläche des Grundwasserabsenkungstrichters auf dem Niveau von 2005,
- Szenario Differenzierung: Schneller Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters (Lienhoop et al. (2011) unter Annahme einer Differenzierung mit verstärkter Umweltorientierung der wirtschaftlichen Entwicklung in der Region gemäß Blazejczak et al. (2012)),
- Szenario Globalisierung: Langsamer Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters (Lienhoop et al. (2011) unter Annahme einer Globalisierung ohne verstärkte Umweltorientierung der wirtschaftlichen Entwicklung in der Region gemäß Blazejczak et al. (2012)).

Die Szenarien Kein Bergbau und Status Quo 2005 sind als Extremszenarien zu verstehen. Der Anteil des Grundwasserabsenkungstrichters im Szenario Status Quo (Ausgangswert) und dessen Rückgang in den Szenarien Differenzierung und Globalisierung ist in Anlage C, Abb. C1 dargestellt.

Zur Abschätzung möglicher Auswirkungen eines verstärkten Anbaus agrarischer Energiepflanzen wurden Extremszenarien mit dem Anbau von Energiepflanzen auf allen Ackerflächen untersucht. Die bisher bereits in der Region verbreiteten Kulturen Winterraps, Silomais und Sonnenblumen, sowie die potenziell zukünftig kultivierten Sorghumhirsen wurden berücksichtigt. Da sich Klimaänderungen nicht nur direkt auf Wasserhaushaltskomponenten auswirken, sondern auch indirekt durch Beeinflussung des Pflanzenwachstums auf die Verdunstung rückkoppeln, wurden potenzielle Änderungen der Ernteerträge untersucht. Zum Vergleich wurden Angaben zu den Ernteerträgen Gesamtdeutschlands und der Bundesländer Sachsen und Brandenburg (DESTATIS, 2007; StLA, 2007; 2009; AfS, 2012; DESTATIS, 2013) im Zeitraum 1997-2012 entsprechend Anlage C, Abb. C 2 herangezogen. Diese Angaben sind innerhalb der Bundesländer nicht räumlich differenziert, daher ist ein Vergleich zwischen beobachteten und simulierten Ernteerträgen auf die Größenordnung der Erträge beschränkt. Aufgrund der unterschiedlichen Zeiträume der verfügbaren Klimadaten an Stationen bzw. Angaben zu den Ernteerträgen der Bundesländer waren direkte Vergleiche der Simulationsergebnisse mit Beobachtungen nicht möglich. Daher wurden die simulierten Ernteerträge nicht mit einer bestimmten Periode in der Vergangenheit, sondern mit dem Mittel der simulierten Ernteerträge der Referenzperiode und den Szenarien in der Periode 2045-2054, verglichen.

Die Zusammenhänge zwischen Ernteerträgen und Niederschlagssummen sowie mittleren Temperaturen in der Vegetationsperiode wurden anhand von Korrelationen untersucht. Zur Charakterisie-

Die Korrelation zwischen Ernteertrag und Ariditätsindex nach De Martonne (1926), A_i (Aridität bei Werten unter 20) einbezogen:

$$A_i = P/(T+10) \quad 6.1$$

mit P ... Jahresniederschlag [mm], T... Jahresmitteltemperatur [°C].

Die Absolutwerte des Ariditätsindex werden nicht betrachtet und sind demnach auch nicht aufgeführt, vielmehr sollen die Zusammenhänge zwischen Ariditätsindex und Ernteerträgen analysiert werden. Die beobachteten Ernteerträge wurden dazu in Zusammenhang mit den beobachteten Klimagrößen Gesamtdeutschlands und der Bundesländer gesetzt. Für die Einzugsgebiete wurden Wertepaare aus den Klimagrößen Niederschlagssummen bzw. mittlere Temperaturen in der Vegetationsperiode und Ariditätsindex des Gesamtjahres (Beobachtungen der Referenzperiode 1961-1990 bzw. Szenarien im Zeitraum 2046-2050) und den Simulationsergebnissen der Ernteerträge gebildet.

6.1.3 Hydrologische Modellierung

Zur Berücksichtigung der mit der hydrologischen Modellierung verbundenen Unsicherheiten wurden Simulationsergebnisse der hydrologischen Modelle SWIM (siehe Kapitel 5) und EGMO unter Antrieb von Klimaszenarien analysiert und verglichen.

Das hydrologische Modell EGMO ist ein konzeptionelles Blockmodell. Im Modell werden Teileinzugsgebiete hinsichtlich ihrer Eigenschaften im Abflussverhalten der tiefen und flachen Grundwasserleiter sowie von freien Gewässerflächen beschrieben. Zehn Modellparameter steuern die Prozesse Direktabfluss, Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss. Die Prozesse Schneespeicher und potenzielle Verdunstung sind nicht im Modell integriert und werden daher extern berechnet. Im Projekt INKA BB TP 21 (siehe Abschnitt 1.3) wurde der Simulationszeitschritt von EGMO vom Monats- auf den Wochenschritt verfeinert. Die Parametrisierung des Modells EGMO lag aus vorangegangenen Projekten bereits im Monatszeitschritt vor. Bei der Verfeinerung des Zeitschritts auf den Wochenschritt wurden die Modellparameter angepasst. Die Ergebnisse für die Lausitzer Neiße entstanden nicht durch Simulation mit einem parametrisierten hydrologischen Modell, sondern wurden durch statistische Beziehungen zum Abfluss im Oberlauf der Spree erzeugt.

Neben der unterschiedlichen Modellstruktur und Modellparametrisierung der beiden hydrologischen Modelle unterscheiden sich auch ihre zeitliche und räumliche Diskretisierung. SWIM rechnet im Gegensatz zu EGMO im Tageszeitschritt. Die Teileinzugsgebiete von SWIM werden weiter in Hydrotope aufgeteilt, bei EGMO erfolgt keine Unterteilung. Die meteorologischen Größen werden für SWIM auf Teileinzugsgebiete bezogen, in EGMO werden sie innerhalb von sogenannten meteorologischen Gebieten als homogen betrachtet. In Tab. 6.1 ist die räumliche Diskretisierung von SWIM und EGMO einander gegenübergestellt.

Tab. 6.1 Räumliche Diskretisierung der hydrologischen Modelle SWIM und EGMO
(^a Im Szenario Kein Bergbau, ^b bis Pegel Neue Mühle, ^c bis Pegel Görlitz)

Anzahl der räumlichen Einheiten	Schwarze Elster, Mündung	Spree, Große Tränke	Dahme, Mündung	Lausitzer Neiße, Steinbach
Hydrotope SWIM ^a	2256	2762	595	898
Teileinzugsgebiete SWIM	140	181	37	35
Teileinzugsgebiete EGMO	21	23	2 ^b	3 ^c
Meteorologische Gebiete EGMO	5	9	2	0

Zur Untersuchung der Auswirkungen klimatischer Änderungen wurden die hydrologischen Modelle mit Eingangsdaten der Klimaszenarien (SWIM: S 0K, S 2K, S 3K und W A1B; EGMO: S 0K und S 2K) im Szenariozeitraum 2003-2054 (SWIM) bzw. 2003-2052 (EGMO) angetrieben. Die Einflüsse von Initialbedingungen wurden bei SWIM durch Nutzung von beobachteten Klimaeingangsdaten in einer Vorlaufphase minimiert. Die Auswertungen erfolgen in Fünfjahresperioden und beginnen ab Periode 2015 (Jahre 2013-2017) auch um eine Vorlaufzeit von EGMO zu berücksichtigen.

Um die Auswirkungen der Bergbauszenarien auf den natürlichen Abfluss zu betrachten, wurde in der hydrologischen Modellierung die Fläche des Grundwasserabsenkungstrichters als nicht zu Zwischen- und Basisabfluss beitragend parametrisiert. Hintergrund ist die Annahme, dass das im Bereich des Grundwasserabsenkungstrichters infiltrierende Wasser das Wasserdefizit im Hohl- und Porenraum auffüllt. In SWIM wurde der sich zeitlich verändernde Grundwasserabsenkungstrichter als weitere Eigenschaft zur Hydrotopausweisung im Quellcode implementiert. In EGMO wurde die Veränderung des Grundwasserabsenkungstrichters direkt in die Parametrisierung einbezogen.

Zur Analyse der Energiepflanzenzenarien wurde in SWIM auf allen Ackerflächen die jeweilige Energiepflanze als Anbaukultur berücksichtigt. Bei der Parametrisierung von SWIM wurde von optimalen Düngebedingungen im Untersuchungsgebiet ausgegangen, eine Kalibrierung hinsichtlich der Ernteerträge erfolgte mangels Datenverfügbarkeit nicht. Die Ertragsänderungen sind daher als potenzielle durch Temperatur und Wasserverfügbarkeit hervorgerufene Änderungen zu verstehen. Die möglichen Effekte erhöhter CO₂-Konzentrationen auf das Pflanzenwachstum wurden in den Simulationen nicht berücksichtigt. Bei EGMO erfolgten keine Simulationen mit Energiepflanzenzenarien, da in diesem Modell nicht explizit zwischen Landnutzungstypen differenziert wird.

Tab. C 2 in Anlage C gibt einen Überblick über die untersuchten Kombinationen aus Klima-, Bergbau- und Energiepflanzenzenarien sowie hydrologischen Modellen.

Für zwei Einzugsgebiete mit nur geringen Einflüssen von Bergbau und Wasserbewirtschaftung (Pulsnitz, Pegel Ortrand und Spree, Pegel Bautzen, Lage siehe Abb. 4.1) erfolgten Vergleiche der unter S 0K und S 2K mit SWIM und EGMO simulierten Abflüsse. Diese Vergleiche konnten nicht für die Gesamteinzugsgebiete vorgenommen werden, da Simulationen von EGMO ohne Berücksichtigung des Grundwasserabsenkungstrichters nicht vorliegen und waren für andere Wasserhaushaltskomponenten nicht möglich, da diese in EGMO nicht simuliert werden.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Potenzielle Klimaänderungen

Die **Jahresmitteltemperaturen** und die mittleren (korrigierten) **Jahresniederschlagssummen** der Einzugsgebiete sind in Abb. 6.1 dargestellt. Gezeigt werden Beobachtungsdaten (Referenz) und Simulationen von WettReg (W Ref) in der Referenzperiode 1961-1990 sowie die projizierten Klimagrößen der Szenarien S 0K, S 2K, S 3K und W A1B in der Szenarioperiode 2048-2052 (Periode 2050). Die Mittelwerte sowie die 25 %- und 75 %-Quantile ergeben sich basierend auf 30 Jahren der Beobachtung (Referenz) sowie aus fünf Jahren mit je 100 (STAR) bzw. 10 (WettReg) Realisierungen der Szenarien. Die Jahresmitteltemperaturen in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree liegen in allen Szenarien höher als im Gebiet der Lausitzer Neiße. In den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree liegt die Temperatur in W Ref um ca. 0,2 K über der beobachteten mittleren Temperatur in der Referenzperiode, der (korrigierte)

Jahresniederschlag in W Ref liegt um ca. 30 mm über dem beobachteten. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße liegen die in W Ref angenommenen Temperaturen um 1,3 K über und die Jahresniederschlagssummen um 110 mm unter den interpolierten Beobachtungswerten

Im Vergleich zur Referenzperiode enthält S 0K bereits eine Temperaturzunahme um 0,9 K. Im Untersuchungsgebiet wird im Vergleich zur Referenzperiode eine Zunahme der Jahresmitteltemperatur um 2,7 K in S 2K und um 3,2 K in S 3K projiziert. Bis Periode 2050 ergibt sich in W A1B ein Temperaturanstieg um 2,1 K gegenüber W Ref. In den Szenarien werden verglichen mit Beobachtungswerten (STAR) bzw. W Ref (W A1B) folgende mittlere Änderungen der Jahresniederschlagssummen projiziert:

- S 0K: Abnahme um 10 mm (Dahme) bis Zunahme um 20 mm (Lausitzer Neiße),
- S 2K: Abnahme um 30-40 mm,
- S 3K: Abnahme um 50-70 mm,
- W A1B: Abnahme um 55-76 mm.

Die Bandbreiten der Jahresmitteltemperaturen und Jahresniederschläge in den dreißig Jahren beobachteter Klimagrößen sind in der Referenzperiode größer als bei Betrachtung der Realisierungen der Szenarien. Die Bandbreiten der Realisierungen sind in STAR größer als in WettReg.

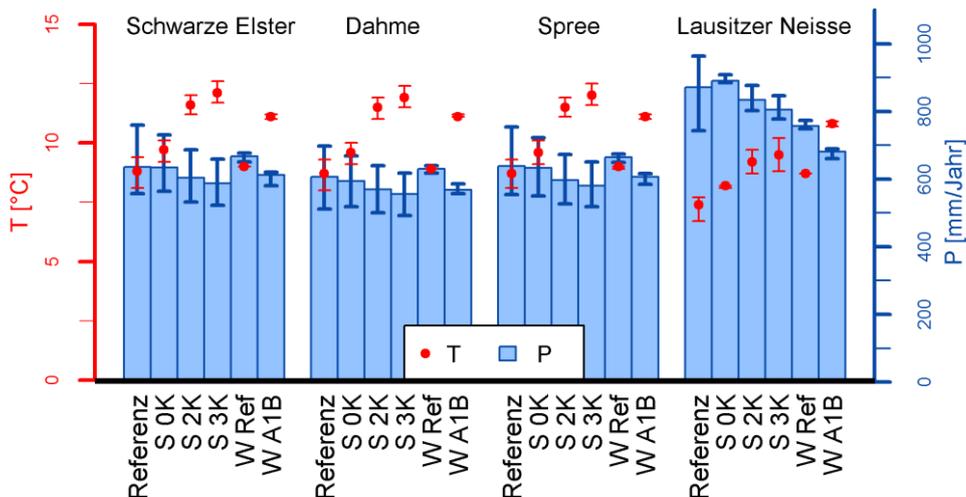


Abb. 6.1 Jahresmitteltemperatur T und Jahresniederschlagssumme P als Mittelwerte sowie 25 %- und 75 %-Quantile

(Referenzperiode 1961-1990: beobachtete Klimagrößen (Referenz) und Ergebnisse von WettReg (W Ref, 10 Realisierungen), Szenarioperiode 2050: Szenarien S 0K, S 2K, S 3K mit je 100 Realisierungen und Szenario W A1B mit 10 Realisierungen)

Die projizierte Entwicklung des (korrigierten) Niederschlags wird beispielhaft für die Schwarze Elster in Abb. 6.2 gezeigt, die analogen Abbildungen für alle Einzugsgebiete befinden sich in Anlage C, Abb. C 3. Dargestellt sind jeweils die mittleren Jahresniederschlagssummen für Fünfjahresperioden (links) und die mittleren monatlichen Niederschlagssummen in Periode 2050 (Jahre 2048-2052, Mitte) als Mittelwerte der Realisierungen. Die Unsicherheiten in den mittleren Jahressummen in Periode 2050 werden als Boxplots für die jeweiligen Realisierungen verdeutlicht (rechts).

Im Szenario S 0K bleiben die mittleren Jahresniederschlagssummen im Verlauf der Fünfjahresperioden auf dem ungefähr gleichen Niveau, in den anderen Szenarien sinken sie. In Periode 2050 ergibt sich für die Einzugsgebiete von Schwarzer Elster, Dahme und Spree:

$$P(S\ 0K) > P(S\ 2K) \approx P(W\ A1B) > P(S\ 3K).$$

Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße liegen die Niederschläge von W A1B unter denen der STAR-Szenarien. Bei den mittleren monatlichen Niederschlagssummen in Periode 2050 verändert sich im Vergleich zur Referenz auch die innerjährliche Dynamik. In S 0K treten in den Sommermonaten höhere Niederschlagssummen auf als in den Wintermonaten, dies entspricht auch den gemessenen Niederschlägen (siehe Abschnitt 4.2). Mit S 2K sind im Vergleich zur Referenz um bis zu 21 mm/Monat geringere mittlere Sommer- und bis zu 8 mm/Monat höhere Winterniederschläge verbunden, in S 3K sind die Sommerniederschläge gegenüber S 2K um weitere 10 mm reduziert. In W A1B werden in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree gegenüber den STAR-Szenarien leicht höhere Niederschläge im Frühjahr angenommen, die Niederschläge in den Sommermonaten entsprechen etwa denen im Szenario S 2K. Die mit den Realisierungen der Klimaszenarien verbundenen Unsicherheiten sind sehr hoch. Die Spannweiten der Jahresniederschläge liegen im Bereich zwischen 200 mm und 300 mm, die Interquartilsabstände von 100 mm sind höher als die mittlere Änderung im Vergleich zur Referenz.

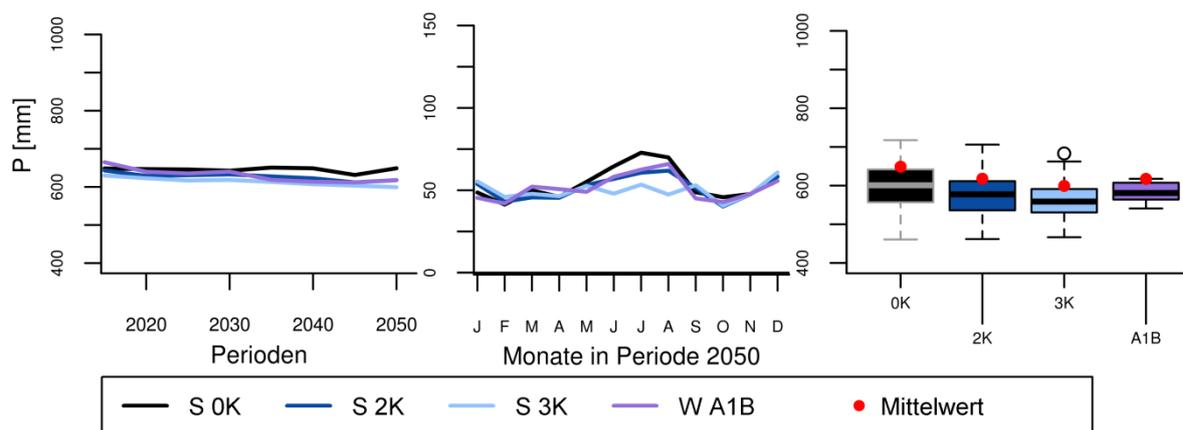


Abb. 6.2 Niederschläge P im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

6.2.2 Auswirkungen der klimatischen Änderungen

Die mit SWIM simulierte **potenzielle Verdunstung** ist exemplarisch für die Schwarze Elster in Abb. 6.3 und für alle Einzugsgebiete in Anlage C, Abb. C 4 dargestellt. Im Szenario S 0K bleibt die Jahressumme der potenziellen Verdunstung auf konstantem Niveau von 30 mm über der potenziellen Verdunstung in der Referenzperiode 1961-1990 (siehe Abschnitt 5.2.3). In den anderen Szenarien steigt die mittlere Jahressumme der potenziellen Verdunstung stetig an. In Periode 2050 ergeben sich folgende Änderungen gegenüber den Simulationen bei beobachtetem Klima in der Referenzperiode.

- S 0K: Zunahme um 30 mm
- S 2K: Zunahme um 140 mm,
- S 3K: Zunahme um 190 mm,
- W A1B: Zunahme um 100 mm (Spree) bis 160 mm (Lausitzer Neiße).

Dementsprechend gilt in Periode 2050: $ET_p(S\ 0K) < ET_p(S\ 2K) \approx ET_p(W\ A1B) < ET_p(S\ 3K)$.

In den STAR-Szenarien wird die höchste potenzielle Verdunstung im Juni simuliert. In W A1B wird von Februar bis April eine ähnliche potenzielle Verdunstung simuliert wie in S 2K, im Juni bis Januar ist sie auf vergleichbarem Niveau wie in S 2K und S 3K, wobei sie im Juli ihren Höchstwert erreicht.

Die Unsicherheiten der Jahressumme der potenziellen Verdunstung sind mit Interquartilsabständen unter 50 mm und Spannweiten bis 120 mm verglichen mit denen des Niederschlags sehr gering.

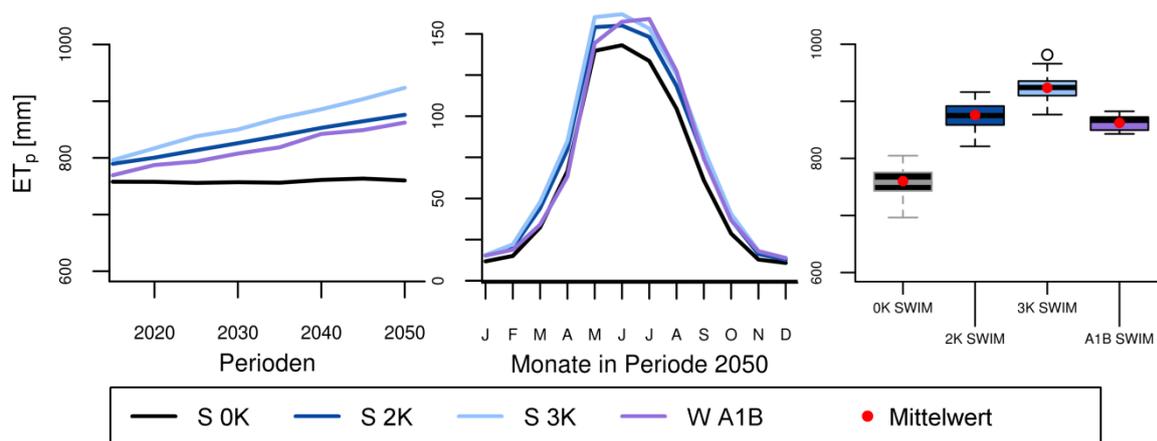


Abb. 6.3 Potenzielle Verdunstung ET_p im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

Die mittlere Jahressumme der **realen Verdunstung** (Schwarze Elster in Abb. 6.4; alle Einzugsgebiete in Anlage C, Abb. C 5) ist in den Szenarien gegenüber der potenziellen Verdunstung deutlich niedriger (um ca. 300 mm in S 3K).

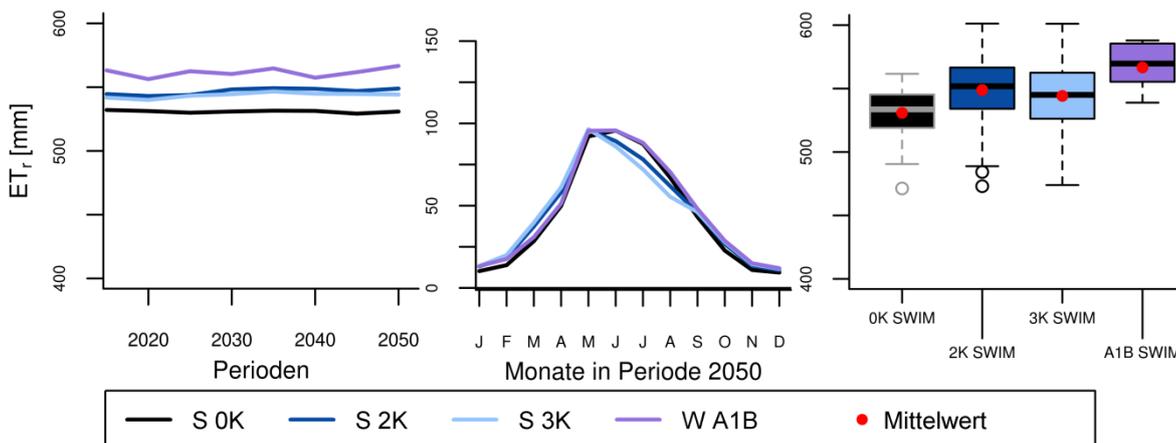


Abb. 6.4 Reale Verdunstung ET_r im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

Verglichen mit der Referenzperiode werden relativ geringe Zunahmen der mittleren Jahressumme der realen Verdunstung bis Periode 2050 simuliert:

- S 0K: Zunahme um 5 mm (Schwarze Elster, Dahme, Spree) bzw. 15 mm (Lausitzer Neiße),
- S 2K: Zunahme um 20 mm (Schwarze Elster, Dahme, Spree) bzw. 45 mm (Lausitzer Neiße),
- S 3K: Zunahme um 15 mm (Schwarze Elster, Dahme, Spree) bzw. 45 mm (Lausitzer Neiße),
- W A1B: Zunahme um 40 mm (Schwarze Elster, Dahme, Spree) bzw. 33 mm (Lausitzer Neiße).

In Periode 2050 gilt für die Einzugsgebiete von Schwarzer Elster, Dahme und Spree:

$$ET_r(S\ 0K) < ET_r(S\ 3K) < ET_r(S\ 2K) < ET_r(W\ A1B).$$

Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ist die reale Verdunstung in W A1B geringer als in S 3K.

Die sich für die Realisierungen ergebenden Unsicherheiten sind mit Interquartilsabständen unter 50 mm und Spannweiten bis 120 mm vergleichbar mit denen der potenziellen Verdunstung.

In Anlage C, Abb. C 6 ist die reale Verdunstung differenziert nach Landnutzungstypen dargestellt. In der Referenzperiode werden die höchsten Werte der realen Verdunstung über Gewässern (800-1000 mm/Jahr), die geringsten über Siedlungen, Verkehrs- und Industrieflächen und blankem Boden (300-400 mm/Jahr) simuliert. In den Szenarien ergeben sich, verglichen mit den Simulationen in der Referenzperiode, folgende Änderungen der Jahressumme der realen Verdunstung:

- Änderungen ± 50 mm: Heide, Brache, Grünland,
- Zunahmen von 50- 100 mm: Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen, Ackerland, Misch-, Laub- und Nadelwald, blanker Boden, Feuchtgebiete,
- Zunahmen über 200 mm: Wasserflächen.

Die Jahressumme der realen Verdunstung über Auenböden ist um bis zu 100 mm höher und über Podsol-Braunerde um bis zu 100 mm geringer als bei anderen Bodentypen (Anlage C, Abb. C 7). Die Änderungen der realen Verdunstung in den Szenarien liegen bei allen Böden im Bereich ± 50 mm.

Die **Klimatische Wasserbilanz** nimmt in den Szenarien S 2K und W A1B um je ca. 120 mm und in S 3K um ca. 170 mm ab (Schwarze Elster exemplarisch in Abb. 6.5; andere Gebiete in Anlage C, Abb. C 8). In den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree wird dabei der Betrag der bereits in der Referenzperiode negativen Klimatischen Wasserbilanz höher. In Periode 2050 gilt in diesen Einzugsgebieten: $KWB(S\ 0K) > KWB(W\ A1B) > KWB(S\ 2K) > KWB(S\ 3K)$.

Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße wird im Szenario S 3K die Klimatische Wasserbilanz im Mittel ab Periode 2040 negativ, für das Szenario W A1B werden bereits ab Periode 2020 negative Werte simuliert. Mit den Realisierungen der jeweiligen Klimaszenarien sind Spannweiten der jährlichen Klimatischen Wasserbilanz in der Periode 2050 von bis zu 400 mm verbunden. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ist die Klimatische Wasserbilanz in S 0K durchweg positiv und in W A1B durchweg negativ, bei S 2K und S 3K liefert ein Teil der Realisierungen positive, ein anderer negative Werte.

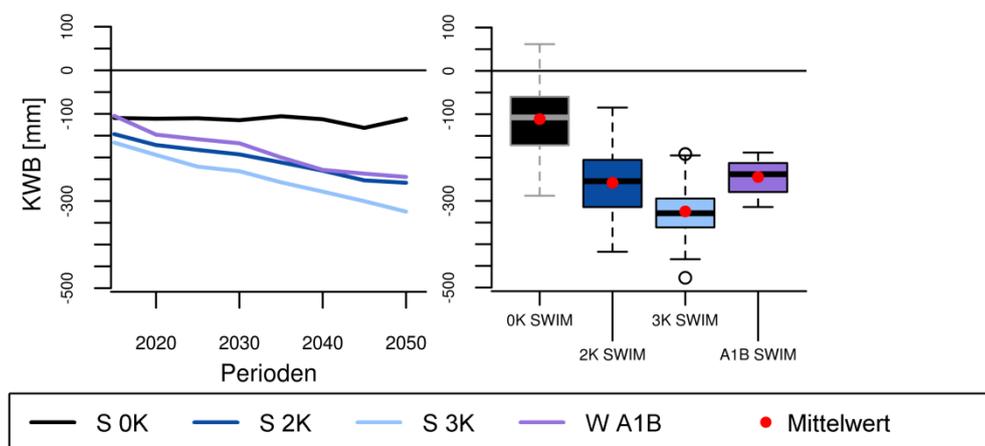


Abb. 6.5 Klimatische Wasserbilanz KWB im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

Die Simulationsergebnisse der Abflusshöhe sind exemplarisch für die Schwarze Elster in Abb. 6.5 und analog für alle Gebiete in Anlage C, Abb. C 8 dargestellt. In S 0K bleibt die Abflusshöhe innerhalb der Perioden auf dem gleichen Niveau wie in der Referenzperiode. In den anderen Szenarien werden sinkende Abflusshöhen simuliert.

Gegenüber den Simulationsergebnissen in der Referenzperiode ergeben sich in Periode 2050 folgende mittlere Änderungen der jährlichen Abflusshöhen:

- S 0K: Änderungen im Bereich ± 10 mm
- S 2K: Abnahme um 40 mm (Dahme) bis 70 mm (Lausitzer Neiße),
- S 3K: Abnahme um 50 mm (Dahme) bis 100 mm (Lausitzer Neiße),
- W A1B: Abnahme um 60 mm (Schwarze Elster, Dahme, Spree) bzw. 200 mm (Lausitzer Neiße).

Für die mittlere Abflusshöhe R gilt in Periode 2050: $R(S\ 0K) > R(S\ 2K) > R(S\ 3K) \approx R(W\ A1B)$.

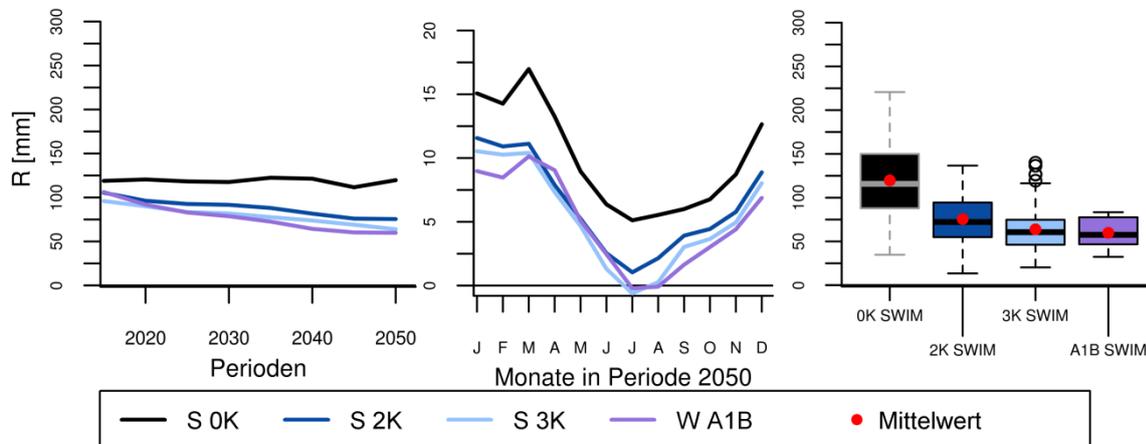


Abb. 6.6 Abflusshöhe R im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ist die Abflusshöhe in W A1B deutlich geringer als in den STAR-Szenarien. Die Unterschiede zwischen S 2K und S 3K sind im Sommer am höchsten, wo es in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster und Spree zu Zehrung kommt. Die in W A1B simulierte Abflusshöhe ist im Winterhalbjahr geringer als in allen STAR-Szenarien, im Sommer liegt sie in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree leicht über der in S 3K simulierten. Verglichen mit den Absolutwerten der Abflusshöhe sind die aus den Realisierungen resultierenden Unsicherheiten in Periode 2050 relativ hoch. Für S 0K ist die Spannweite der mittleren Jahressumme der Abflusshöhe mit 200 mm bis 300 mm am höchsten, der Interquartilsabstand beträgt bis zu 150 mm. Die Interquartilsabstände der Abflusshöhen sind in S 2K, S 3K und W A1B vergleichbar, die Spannweiten bei W A1B jedoch geringer als bei STAR.

Die Abflusshöhen in der Referenzperiode und deren Änderungen in den Klimaszenarien sind differenziert nach Landnutzungskategorie bzw. Bodentyp exemplarisch für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster in Abb. 6.7 dargestellt, die analogen Abbildungen für die anderen Einzugsgebiete befinden sich in Anlage C, Abb. C 10 bzw. Abb. C 11. Die höchsten Abflusshöhen werden über Siedlungs- und Industrieflächen sowie Acker- und Grünland simuliert. In Feuchtgebieten ergeben sich in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree bereits in der Referenzperiode abflusszehrende Verhältnisse. Die Änderungen der Abflusshöhe sind in diesen Einzugsgebieten:

- Abnahmen bis 50 %: Gewässer, Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen, Ackerland und Brache,
- Abnahme um 50-100 %: Grünland, Misch-, Nadel- und Laubwald, Heide,

Über Feuchtgebieten vervielfachen sich die bereits in der Referenzperiode negativen Abflusshöhen um bis zu Faktor 5. In der Referenzperiode werden über Parabraunerde, Parabraunerde-Pseudogley sowie Pseudogley vergleichsweise hohe Abflusshöhen simuliert. Bei diesen Böden geht die Abflusshöhe in den Szenarien vergleichsweise deutlich zurück. Bei Auenböden, die in der Referenzperiode bereits negative Abflusshöhen aufweisen, geht die Abflusshöhe weiter zurück.

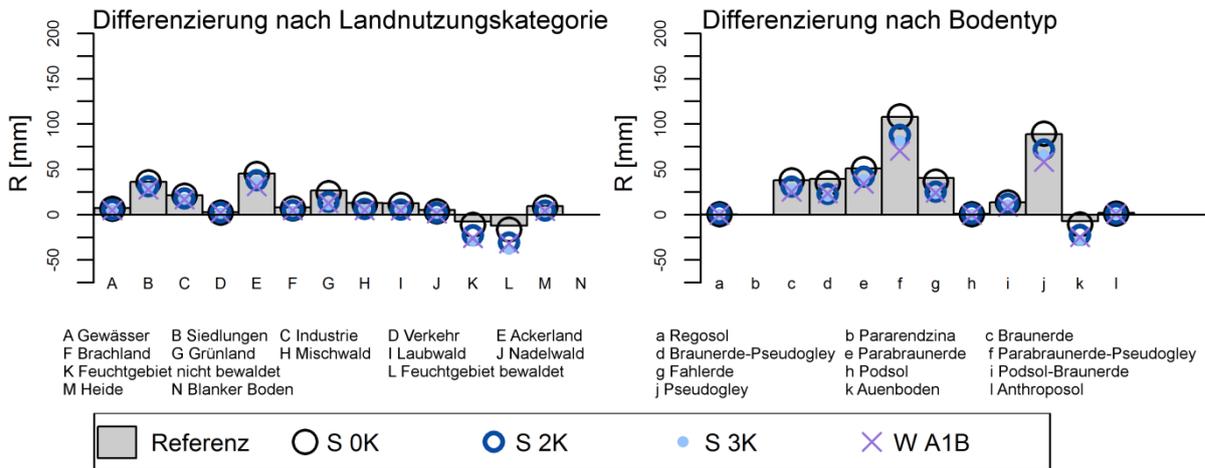


Abb. 6.7 Abflusshöhe R im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster für Landnutzungskategorien (links) bzw. Bodentypen (rechts)
(Grundlage: beobachtete Klimadaten der Referenz 1961-1990 und Klimaszenarien in Periode 2050)

Die Simulationsergebnisse des **Abflusses** von SWIM und EGMO in Klimaszenarien werden exemplarisch am Pegel Ortrand (Pulsnitz, Nr. 1 in Abb. 4.1) in Abb. 6.8 und am Pegel Bautzen (Spree, Nr. 4 in Abb. 4.1) in Anlage C, Abb. C 12 verglichen.

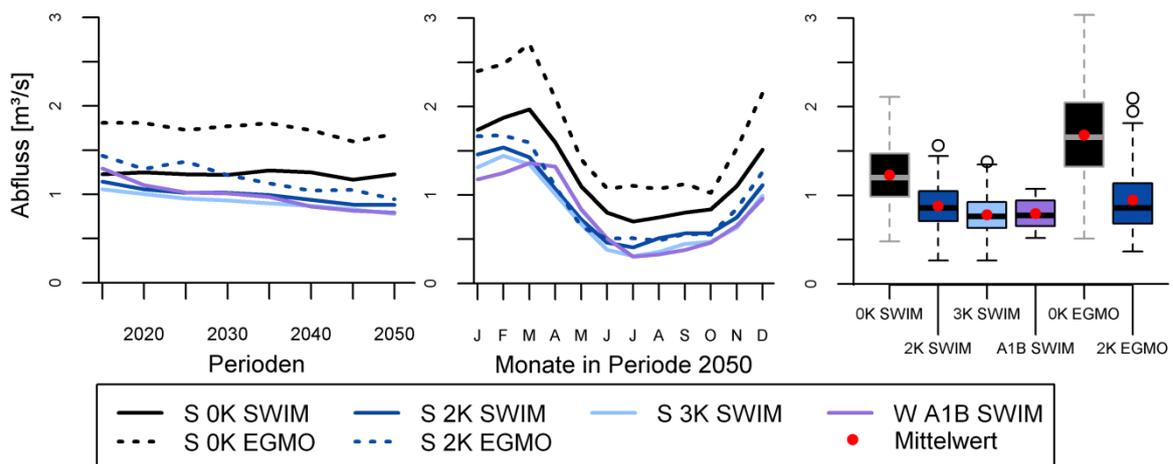


Abb. 6.8 Abfluss der Pulsnitz am Pegel Ortrand
(Mittelwerte in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatswerte in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Fünfjahresmittel in Periode 2050 (rechts))

Im Szenario S 0K bleiben die Abflüsse an beiden Pegeln von Periode 2015 bis Periode 2050 auf gleichem Niveau, dabei werden durch EGMO um ca. $0,50 m^3/s$, d. h. ca. 50 % höhere mittlere Abflüsse simuliert als durch SWIM. Mit den Szenarien S 2K, S 3K und W A1B ergeben sich bis Periode 2050 abnehmende Abflüsse. Im Szenario S 2K liegen die Abflüsse von EGMO in Periode 2015 um ca. $0,30 m^3/s$ über denen von SWIM, sie sinken aber im Verlauf der Perioden deutlich schneller. Die unter W A1B und SWIM simulierten Abflüsse sind in Periode 2015 etwas höher als die

durch S 0K und SWIM simulierten und sinken am Pegel Ortrand auf das Niveau der Abflüsse von S 3K und SWIM, so dass hier in Periode 2050 für den Abfluss Q gilt:

$$Q(\text{EGMO S 0K}) > Q(\text{SWIM S 0K}) > Q(\text{EGMO S 2K}) \approx Q(\text{SWIM S 2K}) > Q(\text{SWIM S 3K}) \approx Q(\text{SWIM W A1B}).$$

Die Unterschiede der Abflüsse in Periode 2050 zwischen S 0K SWIM und S 2K SWIM $0,50 \text{ m}^3/\text{s}$ und die zwischen S 0K EGMO und S 2K EGMO ca. $0,70 \text{ m}^3/\text{s}$. Die Simulationsergebnisse von SWIM zwischen S 2K und S 3K bzw. W A1B unterscheiden sich in Periode 2050 um weniger als $0,10 \text{ m}^3/\text{s}$. Am Pegel Bautzen ergibt sich in Periode 2050 die Reihenfolge:

$$Q(\text{EGMO S 0K}) > Q(\text{SWIM S 0K}) > Q(\text{EGMO S 2K}) \approx Q(\text{SWIM S 2K}) \approx Q(\text{SWIM W A1B}) > Q(\text{SWIM S 3K}).$$

Am Pegel Ortrand simuliert EGMO in S 2K im Winter höhere Abflüsse als SWIM, im Frühjahr und Spätsommer jedoch teils geringere. Am Pegel Bautzen sind in S 2K die Abflüsse von EGMO im August bis Februar geringer und in den anderen Monaten höher als jene von SWIM. Die Interquartilsabstände der mittleren Abflüsse betragen in Periode 2050 zwischen $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ und $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$, sie sind auf Basis von S 0K größer als bei den anderen Klimaszenarien und bei EGMO größer als bei SWIM. Während die Interquartilsabstände der mit W A1B SWIM simulierten Abflüsse vergleichbar sind mit denen der Abflüsse von S 2K SWIM sowie S 3K SWIM, ist die Bandbreite insgesamt kleiner. Für die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster (Abb. 6.9), der Dahme und der Spree (Anlage C, Abb. C 13): ergeben sich mit SWIM die Abflüsse in Periode 2050 in der Reihenfolge

$$Q(\text{S 0K}) > Q(\text{S 2K}) > Q(\text{S 3K}) > Q(\text{W A1B}).$$

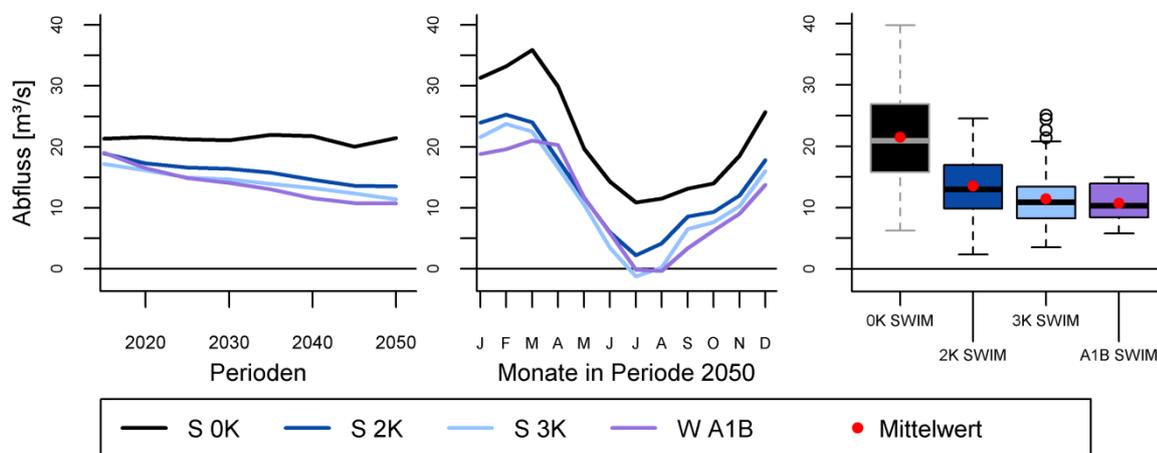


Abb. 6.9 Abfluss der Schwarzen Elster

(Mittelwerte in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatswerte in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Fünfjahresmittel in Periode 2050 (rechts))

Die mittleren Änderungen der Abflüsse im Vergleich zur Referenzperiode betragen:

- S 0K: keine Änderung (Lausitzer Neiße) bis Abnahme um 20 %,
- S 2K: Abnahme um ca. 20 % (Lausitzer Neiße) bis 40 %,
- S 3K: Abnahme um ca. 30 % (Lausitzer Neiße) bis 50 %,
- W A1B: Abnahme um ca. 50 % bis 60 % (Lausitzer Neiße).

Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße sind die Abflüsse in W A1B weniger als halb so hoch wie in den STAR-Szenarien. Die höchsten Abflüsse werden im Februar und März simuliert (ca. das Doppelte des mittleren jährlichen Abflusses), die geringsten im Juli und August. In den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster und der Spree werden für S 3K und W A1B in diesen Monaten abflusszehrende Verhältnisse ermittelt. In den Boxplots der Realisierungen liegt der Median der Abflussrealisierungen in S 0K über den 75 %-Quantilen der anderen Szenarien.

Die mittlere Jahressumme der **Grundwasserneubildung** (Schwarze Elster in Abb. 6.10; analog für andere Gebiete in Anlage C, Abb. C 14) liegt in S 0K in allen Perioden im Bereich des Mittels in der Referenzperiode 1961-1990 (siehe Abschnitt 5.2.2). In den anderen Klimaszenarien nimmt die mittlere Jahressumme der Grundwasserneubildung bis Periode 2050 ab, im Mittel ergeben sich im Vergleich zu Simulationsergebnissen unter beobachtetem Klima in der Referenzperiode:

- S 0K: Änderungen im Bereich ± 10 mm,
- S 2K: Abnahme um 30 mm (Dahme) bis 50 mm (Lausitzer Neiße),
- S 3K: Abnahme um 40 mm (Dahme) bis 70 mm (Lausitzer Neiße),
- W A1B: Abnahme um 50 mm (Dahme) bis 140 mm (Lausitzer Neiße).

In Periode 2050 gilt in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, Dahme und Spree:

$$\text{GWN(S 0K)} > \text{GWN(S 2K)} > \text{GWN(S 3K)} \approx \text{GWN(W A1B)}.$$

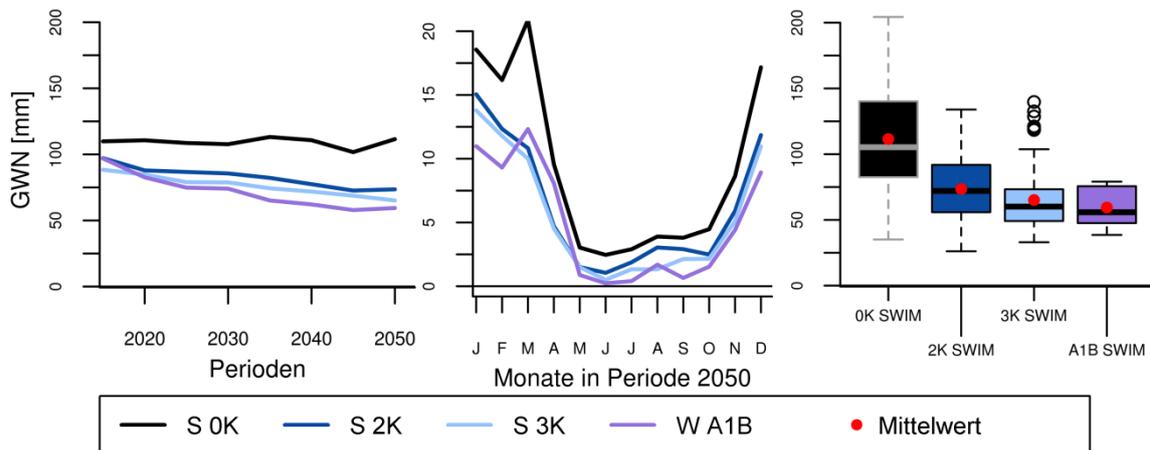


Abb. 6.10 Grundwasserneubildung GWN im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

Ein ähnliches Bild zeigt sich im Gebiet der Lausitzer Neiße, hier ist allerdings die Grundwasserneubildung in Periode 2050 in W A1B weniger als halb so hoch wie in S 3K. Im Einzugsgebiet der Spree wird in den Szenarien S 2K, S 3K und W A1B in den Sommermonaten im Mittel eine Zehrung aus dem Grundwasser simuliert. Aus den Realisierungen des Szenarios S 0K ergeben sich Spannweiten der jährlichen Grundwasserneubildung von bis zu 250 mm bei Interquartilsabständen unter 100 mm, mit den anderen Szenarien sind geringere Spannweiten verbunden. Die Grundwasserneubildung ist bei Gewässern, Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen besonders hoch ($\text{GWN} > 200$ mm/Jahr in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, Dahme und Spree) und sehr gering bei Wäldern und Feuchtgebieten ($\text{GWN} < 100$ mm/Jahr in diesen Einzugsgebieten; Anlage C, Abb. C 14). Die höchste Abnahme der Grundwasserneubildung wird für Heideflächen simuliert. Für Podsol-Braunerde werden verglichen mit anderen Böden höhere Grundwasserneubildungsraten und ein stärkerer Rückgang dieser simuliert (Anlage C, Abb. C 15).

6.2.3 Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Bergbauszenarien

Die Auswirkungen der Klimaszenarien S 0K, S 2K, S 3K und W A1B in Kombination mit den Bergbauszenarien Kein Bergbau, Status Quo 2005, Differenzierung und Globalisierung werden hinsichtlich der mit SWIM simulierten **Abflüsse** betrachtet. Entsprechend der Fläche des Grundwasserabsenkungstrichters erfolgt dies für die Gesamteinzugsgebiete der Schwarzen Elster und der

Spree sowie für die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster bis zum Pegel Lauchhammer und der Spree bis zum Pegel Cottbus, bei denen ein hoher Gebietsanteil von der Grundwasserabsenkung betroffen ist (Lage: Abb. 4.1, Anteil Grundwasserabsenkungstrichter: Anlage C, Abb. C 1). Die Periodenmittel der Abflüsse unter Klima- und Bergbauszenarien sind in Anlage C, Abb. C 17- C 20 dargestellt und für Periode 2050 in Abb. 6.11 zusammengefasst.

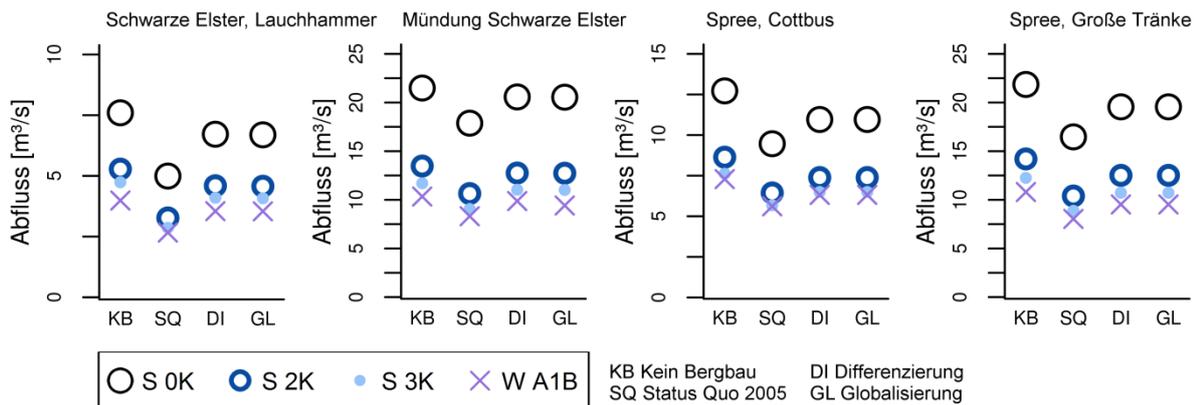


Abb. 6.11 Mittlerer Abfluss in Periode 2050 für ausgewählte Pegel in Klima- und Bergbauszenarien

An allen Pegeln und allen Perioden gilt bei gleichem Klimaszenario für die mittleren Abflüsse Q :

$$Q(\text{Kein Bergbau}) > Q(\text{Differenzierung}) \approx Q(\text{Globalisierung}) > Q(\text{Status Quo 2005}).$$

In den Bergbauszenarien Kein Bergbau und Status Quo 2005 bleiben die Abflüsse im Szenario S 0K auf dem gleichen Niveau wie in Periode 2015, in den anderen Klimaszenarien sinken sie. In den Bergbauszenarien Differenzierung und Globalisierung werden für S 0K leicht zunehmende mittlere Abflüsse simuliert, in den anderen Klimaszenarien ist der Rückgang geringer als bei den Bergbauszenarien Kein Bergbau und Status Quo 2005.

Am Pegel Lauchhammer (Anlage C, Abb. C 17) zeigen sich im Szenario Status Quo 2005 in Periode 2015 um ungefähr $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (dies entspricht in S 0K ungefähr einem Drittel) geringere mittlere jährliche Abflüsse verglichen mit dem Szenario Kein Bergbau. In den Szenarien Differenzierung und Globalisierung liegen die Abflüsse in Periode 2015 leicht über den im Szenario Status Quo 2005 simulierten Abflüssen, der Unterschied wird im Verlauf der Perioden größer. In Periode 2050 ergeben sich bei S 0K folgende mittlere Abflüsse der Bergbauszenarien:

- Kein Bergbau: $7,5 \text{ m}^3/\text{s}$,
- Status Quo 2005: $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$,
- Differenzierung und Globalisierung: ca. $7,0 \text{ m}^3/\text{s}$.

Die im Szenario Kein Bergbau für S 2K und S 3K simulierten Abflüsse liegen im Bereich der Abflüsse von S 0K beim Bergbauszenario Status Quo 2005.

An der Mündung der Schwarzen Elster (Anlage C, Abb. C 18) beträgt in S 0K in Periode 2050 der Unterschied der mittleren Abflüsse zwischen den Szenarien Kein Bergbau und Status Quo 2005 ca. $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$, die Abflüsse der Szenarien Differenzierung und Globalisierung liegen ca. in der Mitte zwischen den anderen Bergbauszenarien. Bei gleichem Bergbauszenario betragen die Unterschiede zwischen S 0K und den anderen Klimaszenarien ca. $9,0 \text{ m}^3/\text{s}$ bis $12,0 \text{ m}^3/\text{s}$ in Periode 2050.

Am Pegel Cottbus (Anlage C, Abb. C 19) beträgt im Klimaszenario S 0K der Unterschied des mittleren jährlichen Abflusses in den Szenarien Kein Bergbau und Status Quo 2005 in allen Perioden ca. $3,0 \text{ m}^3/\text{s}$ (ca. ein Drittel des mittleren jährlichen Abflusses im Szenario S 0K). Der Unterschied

zwischen den Simulationsergebnissen der Klimaszenarien in Periode 2050 beträgt bei gleichem Bergbauszenario bis zu $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$.

Am Pegel Große Tränke (Anlage C, Abb. C 20) betragen die Unterschiede des mittleren Abflusses zwischen den Szenarien Kein Bergbau und Status Quo 2005 bei S 0K ca. $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$, die Unterschiede zwischen den Klimaszenarien bei gleichem Bergbauszenario bis zu $12,0 \text{ m}^3/\text{s}$.

6.2.4 Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Energiepflanzenzenarien

Die Auswirkungen der Kombination von Klima- und Energiepflanzenzenarien werden im Vergleich zu Winterweizen als Referenz betrachtet. Bei gleichem Klimaszenario zeigen sich folgende Unterschiede der mittleren Jahressumme der **realen Verdunstung** im Zeitraum 2045-2054 zwischen den Energiepflanzenzenarien und Winterweizen (Abb. 6.12):

- Winterraps: Verringerung um 30 -55 mm in allen Klimaszenarien,
- Silomais: in S 0K Verringerung um bis zu 10 mm, ansonsten Erhöhung um 10-25 mm,
- Sonnenblumen: in S 0K Verringerung um bis zu 20 mm, ansonsten Erhöhung bis 10 mm,
- Sorghumhirse: Erhöhung um bis zu 20 mm.

Die Simulationsergebnisse für Winterraps (alle Klimaszenarien) und Sonnenblumen und Sorghumhirsen in S 0K liegen leicht unter den Ergebnissen in der Referenzperiode (1961-1990, Winterweizen).

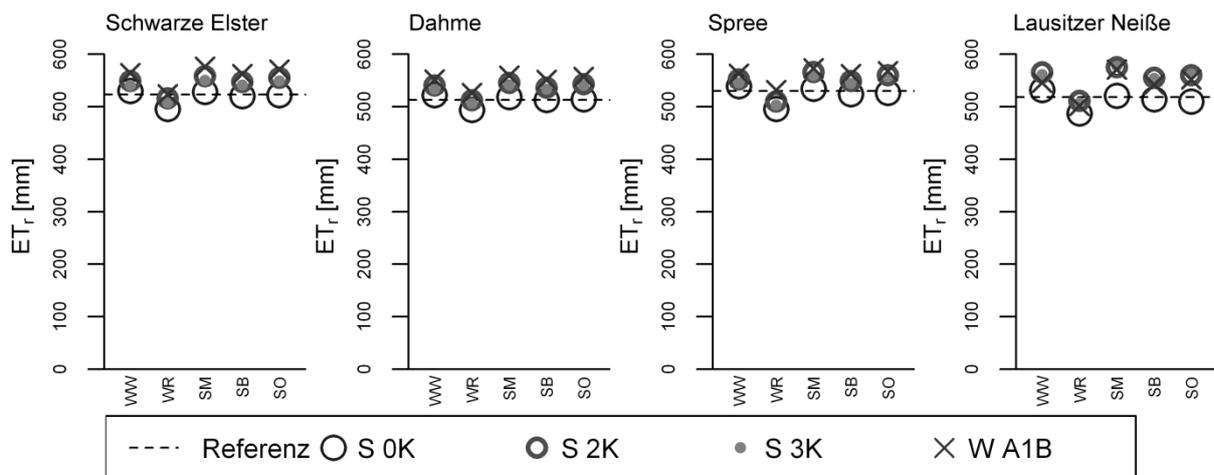


Abb. 6.12 Mittlere Jahressummen der realen Verdunstung ET_r bei Klima- und Energiepflanzenzenarien (Referenz 1961-1990 (beobachtete Klimaeingangsdaten, Winterweizen); Szenariozeitraum 2045-2054, Anbaukulturen: Winterweizen WW, Winterraps WR, Silomais SM, Sonnenblumen SB und Sorghumhirse SO)

Die Unterschiede zwischen den Simulationsergebnissen des mittleren **Abflusses** für Winterweizen und die Energiepflanzenzenarien stellen sich bei gleichem Klimaszenario im Zeitraum 2045-2054 in den Gesamteinzugsgebieten folgenderweise dar (Abb. 6.13):

- Winterraps: deutliche Erhöhung um bis zu 50 %,
- Silomais: in S 0K geringe Erhöhung bis zu 5 %, ansonsten Verringerung um 15-25 %,
- Sonnenblumen: in S 0K Erhöhung bis zu 12 %, ansonsten geringe Änderung im Bereich ± 10 %,
- Sorghumhirse: in S 0K Erhöhung bis zu 20 %, ansonsten Verringerung bis zu 20 %.

Die Simulationsergebnisse der Referenzperiode werden nur in Kombination von S 0K und Winterraps deutlich überschritten. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße sind die Unterschiede zwischen den für Winterweizen und Energiepflanzenzenarien simulierten Abflüsse am geringsten.

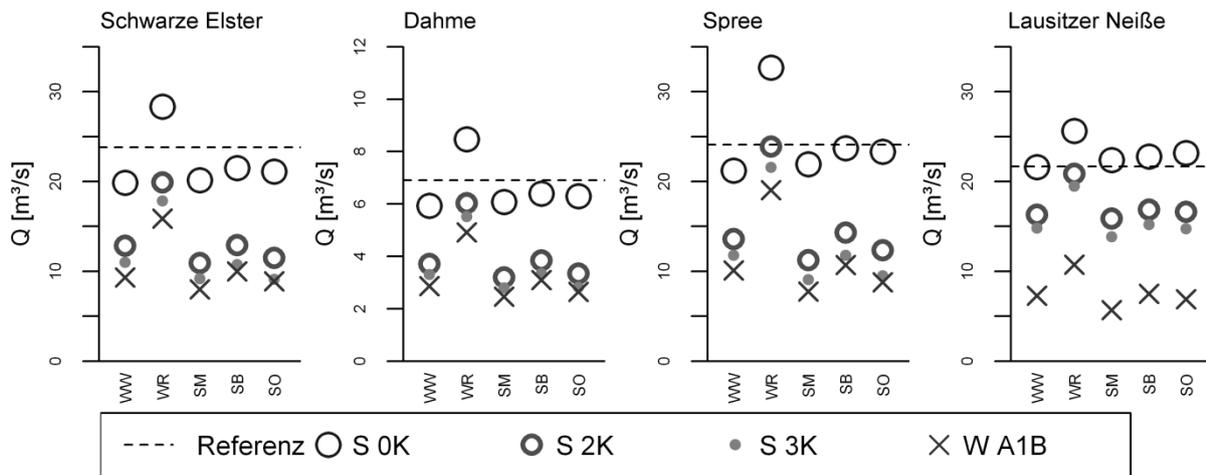


Abb. 6.13 Mittlerer jährlicher Abfluss Q bei Klima- und Energiepflanzenzenarien (Referenz 1961-1990 (beobachtete Klimaeingangsdaten, Winterweizen), Szenariozeitraum 2045-2054, Anbaukulturen: Winterweizen WW, Winterraps WR, Silomais SM, Sonnenblumen SB und Sorghum SO)

Die Auswirkungen auf die Abflüsse von zwei Einzugsgebieten mit mehr als 60 % Ackerflächen (Löbauer Wasser, Pegel Gröditz 1 und Weißer Schöps, Pegel Särichen, Lage: Nr. 5 bzw. 6 in Abb. 4.1) zeigt Abb. 6.14.

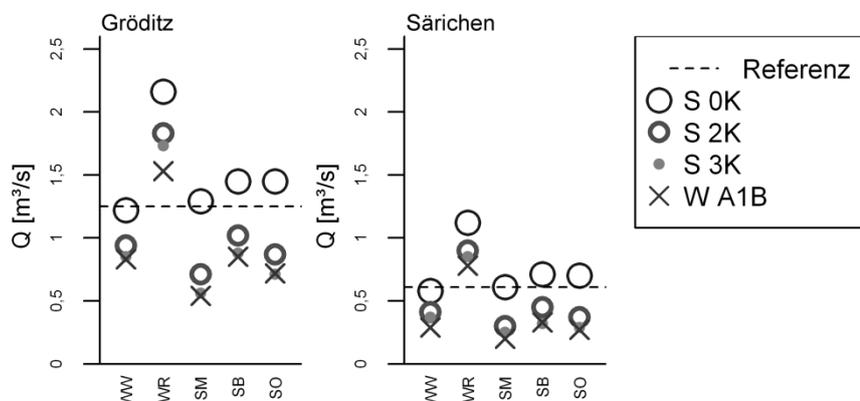


Abb. 6.14 Mittlerer jährlicher Abfluss Q bei Klima- und Energiepflanzenzenarien für Teileinzugsgebiete mit hohem Anteil von Ackerflächen (Referenz 1961-1990 (beobachtete Klimaeingangsdaten, Winterweizen), Szenariozeitraum 2045-2054, Anbaukulturen: Winterweizen WW, Winterraps WR, Silomais SM, Sonnenblumen SB und Sorghum SO)

In diesen agrarisch geprägten Teileinzugsgebieten ergeben sich beim gleichen Klimaszenario folgende Unterschiede des Abflusses im Vergleich zu Winterweizen:

- Winterraps: deutliche Erhöhung um mehr als 80 %,
- Silomais: in S 0K geringe Erhöhung um 5 %, ansonsten Verringerung um 25-35 %,
- Sonnenblumen: in S 0K Erhöhung bis zu 22 %, ansonsten geringe Änderung im Bereich ± 20 %,
- Sorghumhirse: in S 0K Erhöhung bis zu 20 %, ansonsten Verringerung bis zu 20 %.

Bei gleichem Klimaszenario ist die **Grundwasserneubildung** für das Szenario mit Winterraps als Anbaufrucht größer als bei den anderen Anbaufrüchten (Anlage C, Abb. C 21). Die in S 0K für Winterraps ermittelte Grundwasserneubildung ist höher als die sich für Winterweizen aufgrund beobachteter Klimadaten in der Referenzperiode 1961-1990 ergebende. Für Silomais wird in S 2K, S 3K und W A1B eine geringere Grundwasserneubildung bestimmt als für Winterweizen. Während in S 0K unter Annahme von Sonnenblumen eine leicht höhere Grundwasserneubildung als für Winterweizen simuliert wird, sind in den anderen Klimaszenarien kaum Unterschiede feststellbar. Dies gilt in

den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree auch für Sorghumhirse. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße wird in S 2K für Sorghum fast die gleiche Grundwasserneubildung ermittelt wie in S 0K, und damit eine deutlich höhere als in S 2K und Winterweizen. Die in S 3K sowie W A1B für Winterweizen bzw. Sorghumhirse simulierte Grundwasserneubildung ist vergleichbar.

Um die Rückkopplungen zwischen den Wasserhaushaltskomponenten reale Verdunstung und Abfluss bei den verschiedenen Anbaukulturen darzustellen, wurden exemplarisch für das Einzugsgebiet der Spree zwei trockene Realisierungen des Klimaszenarios S 3K im Jahr 2054 ausgewählt: in Realisierung 19 wird die höchste potenzielle Verdunstung angenommen, Realisierung 46 weist die geringste Niederschlagssumme und die geringste Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode auf (Anlage C, Abb. C 22). In beiden Realisierungen ist der Niederschlag in den Monaten der Vegetationsperiode geringer als die potenzielle Verdunstung – die Klimatische Wasserbilanz ist in diesen Monaten negativ. Besonders im April bis Juni sind die Niederschläge in Realisierung 19 höher als in Realisierung 46. In beiden Realisierungen liegt die für alle Anbaukulturen simulierte reale Verdunstung unter der potenziellen Verdunstung. Die Unterschiede zwischen den beiden Realisierungen sind deutlich: während die reale Verdunstung von Winterweizen im Juli in Realisierung 19 ca. 100 mm beträgt, liegt sie in Realisierung 46 bei rund 50 mm. In Realisierung 19 haben die realen Verdunstungen von Winterweizen und Winterraps ihre Höchstwerte im Mai, auch in Realisierung 46 ist die reale Verdunstung von Winterweizen im Mai am höchsten, für Winterraps lassen sich keine monatlichen Unterschiede erkennen. Generell ist die reale Verdunstung von Winterraps in allen Monaten und beiden Realisierungen geringer als bei allen anderen Anbaukulturen. Die reale Verdunstung der Sommerkulturen ist in beiden Realisierungen im April und Mai geringer als jene von Winterweizen, erreicht im Juni ihren Höhepunkt und ist bis August höher als bei Winterweizen. Die Monatswerte zwischen den drei Sommerkulturen unterscheiden sich kaum.

Generell werden in beiden Realisierungen und in allen Einzugsgebieten für Winterraps die höchsten Abflüsse simuliert. Die Unterschiede zwischen den Abflüssen der anderen Anbaukulturen sind sehr gering. Für Realisierung 46 werden deutlich geringere mittlere Abflüsse simuliert als für Realisierung 19. Für die Spree bis zum Pegel Große Tränke gehen die Abflüsse in beiden Realisierungen von April bis Juli leicht zurück und steigen dann wieder an. Bei Realisierung 46 tritt Zehrwirkung aus dem Abfluss auf. Die Abflusshöhen sind für das Löbauer Wasser bis zum Pegel Gröditz größer als für das Gesamteinzugsgebiet der Spree bis zum Pegel Große Tränke. In Realisierung 19 sind die Abflusshöhen für Winterweizen und Winterraps im Juli höher als bei den Sommerkulturen. Für die Sommerkulturen werden die höchsten Abflüsse im Mai simuliert. Die Unterschiede zwischen den Abflüssen der Kulturen sind für das Löbauer Wasser gut erkennbar: die Abflüsse unter Annahme von Sonnenblumen und Sorghumhirse sind größer als jene bei Winterweizen, die bei Silomais etwas niedriger. In Realisierung 46 ist ein Jahrgang kaum erkennbar. Im Einzugsgebiet des Weißen Schöps bis zum Pegel Särichen liegen die Abflusshöhen für Winterweizen noch unter denen für das Gesamteinzugsgebiet der Spree bis zum Pegel Große Tränke. Für Winterweizen und die Sommerkulturen werden in Realisierung 19 etwa gleich hohe Abflüsse simuliert, diese nehmen bis Juli ab und steigen dann wieder an.

Der Vergleich zwischen beobachteten **Ernteerträgen** der Bundesrepublik Deutschland und der Bundesländer Sachsen und Brandenburg (Zeiträume: Anlage C, Abb. C 2) mit Simulationsergebnissen (Mittelwerte der Referenzperiode 1961-1990 basierend auf gemessenen Klimagrößen und allen Szenarien im Zeitraum 2045-2054) ist in Abb. 6.15 dargestellt:

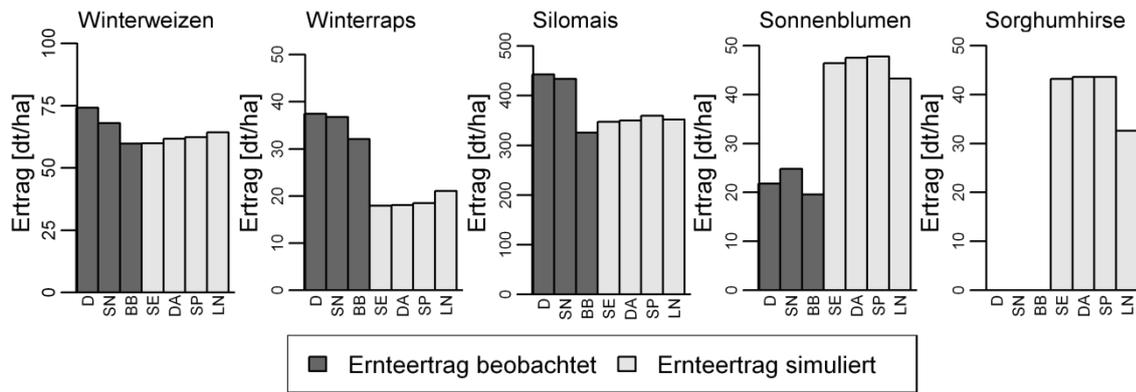


Abb. 6.15 Mittlere Beobachtungswerte und Simulationsergebnisse der Ernteerträge von Anbaukulturen (Beobachtung: Deutschland D, Sachsen SN und Brandenburg BB der Zeiträume 1997-2012 (Übersicht über die Einzeljahre in Anlage C, Abb. C 2), Simulation: Einzugsgebiete von Schwarzer Elster SE, Dahme DA, Spree SP und Lausitzer Neiße LN).

Hierbei ergibt sich:

- Winterweizen: Simulationen und Beobachtungen zwischen 60 dt/ha und 75 dt/ha,
- Winterraps: Simulationen liegen mit 20 dt/ha bei ca. 50 % der Beobachtungen,
- Silomais: Simulationen und Beobachtungen zwischen 300 und 450 dt/ha,
- Sonnenblumen: die Simulationen sind mit 45 dt/ha ca. um 100 % höher als die Beobachtungen,
- Sorghumhirse: Simulationen zwischen 30 dt/ha und 45 dt/ha, kein Vergleich mit Beobachtungen möglich.

Die Korrelationen zwischen Ernteerträgen und Temperatur und Niederschlag (Vegetationsperiode) bzw. Ariditätsindex (Gesamtjahr) sind in Abb. 6.16 dargestellt. Sie können für die Anbaukulturen wie folgt zusammengefasst werden:

- Winterweizen:
 - negative Korrelation mit der Temperatur,
 - positive Korrelation mit Niederschlag und Ariditätsindex,
- Winterraps:
 - negative Korrelation mit der Temperatur (außer bei der Beobachtung in Sachsen),
 - Beobachtung: geringe Korrelation mit dem Niederschlag im Bereich $\pm 0,2$,
 - Simulation: positive Korrelation mit Niederschlag und Ariditätsindex,
- Silomais:
 - positive Korrelation der Beobachtung in Deutschland und der Simulation mit der Temperatur (in Sachsen und Brandenburg negative Korrelation),
 - negative Korrelation mit Niederschlag und Ariditätsindex in Gesamtdeutschland und in den Simulationen (in Sachsen und Brandenburg teils positiv),
- Sonnenblumen und Sorghumhirse:
 - positive Korrelation mit der Temperatur,
 - meist negative Korrelation mit Niederschlag und Ariditätsindex.

Die Korrelationen sind in den Simulationen für die Einzugsgebiete unterschiedlich stark, gehen jedoch für die jeweilige Kultur in die gleiche Richtung. Demgegenüber sind die Korrelationen basierend auf beobachteten Ernteerträgen z. T. sehr unterschiedlich.

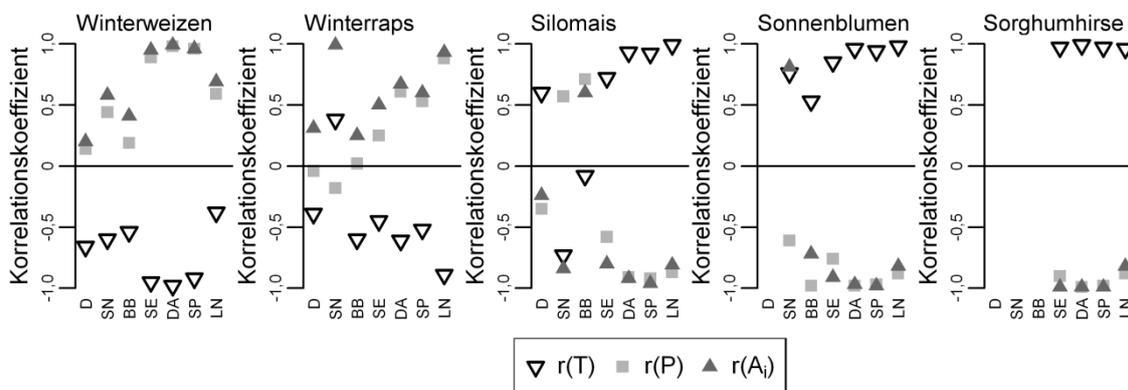


Abb. 6.16 Korrelationskoeffizienten r zwischen Ernteerträgen von Anbaukulturen und Klimagrößen (mittlere Temperatur T und Niederschlagssumme P der Vegetationsperiode und Ariditätsindex A_i des Gesamtjahres, Beobachtung für Deutschland D , Sachsen SA und Brandenburg BB und Simulationen für die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster SE , Dahme DA , Spree SP und Lausitzer Neiße LN)

Die relativen Änderungen der Ernteerträge in den Szenarien in der Periode 2045-2054 im Vergleich zu Simulationsergebnissen unter Antrieb der Klimagrößen in der Referenzperiode 1961-1990 sind in Abb. 6.17 dargestellt.

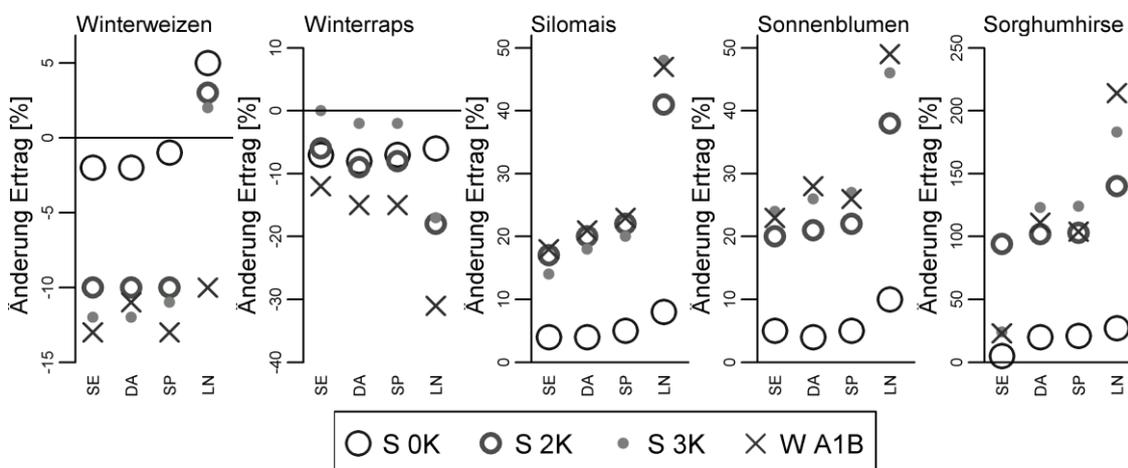


Abb. 6.17 Relative Änderung des Ernteertrags von Anbaukulturen im Szenariozeitraum 2045-2054 im Vergleich zur Referenzperiode 1961-1990 (Einzugsgebiete der Schwarzen Elster SE , der Dahme DA , der Spree SP und der Lausitzer Neiße LN)

Die Änderungen des Ernteertrags lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Winterweizen: S 0K geringe Änderungen ($\pm 5\%$), S 3K und W A1B Minderung bis zu 15%
- Winterraps: Rückgang um bis zu 30% , in W A1B doppelt so starker Rückgang wie in S 2K,
- Silomais und Sonnenblumen: Steigerung bis 10% in S 0K, bis 50% in den anderen Szenarien
- Sorghum: Steigerung bis 25% in S 0K und bis über 200% in den anderen Szenarien.

Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße werden bei Winterweizen in den STAR-Szenarien nur geringe Ertragsänderungen simuliert ($\pm 5\%$), bei Winterraps ist der Rückgang und bei den Sommerkulturen die Ertragszunahme doppelt so hoch wie in den anderen Einzugsgebieten. Im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster werden für S 3K und W A1B geringere Ernteerträge simuliert als für S 2K.

6.3 Diskussion

6.3.1 Potenzielle Klimaänderungen

Die Jahresmitteltemperatur liegt in S 0K im Untersuchungsgebiet entsprechend der beobachteten Temperaturzunahmen um ca. 0,9 K über der Jahresmitteltemperatur in der als Referenzperiode genutzten Klimanormalperiode 1961-1990. Der Unterschied in der Jahresmitteltemperatur zwischen S 0K und S 2K (um 2,7 K wärmer als die Referenzperiode) entspricht dem vorgegebenen Trend einer weiteren Zunahme von 2 K, die Zunahme bei S 3K (3,2 K wärmer als die Referenzperiode) bleibt jedoch im Untersuchungsgebiet darunter. Der Jahresniederschlag von S 0K entspricht ca. dem in der Referenzperiode, dies ist begründet durch geringere Änderungen im Jahresniederschlag im Zeitraum 1951-2003 (Gerstengarbe et al., 2011a). Die Szenarien S 2K und S 3K projizieren mit dem Temperaturanstieg bis Periode 2050 abnehmende Jahresniederschlagssummen (für S 2K gemäß Gerstengarbe et al. (2011b)), und widerspiegeln damit die Beobachtungen abnehmender Niederschlagsjahressummen von Menzel et al. (2006). In den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, Dahme und Spree werden in W A1B gegenüber der beobachteten Referenz um 1,5 K erhöhte Jahresmitteltemperaturen und um bis zu 40 mm sinkende Jahresniederschläge angenommen, so dass in diesen Gebieten die Jahresmitteltemperaturen und Jahresniederschläge von S 2K und W A1B vergleichbar sind. Da in WettReg nur deutsche Stationen einbezogen werden, wohingegen die tschechischen Stationen durch niedrigere Temperaturen und höhere Niederschläge in der Referenzperiode charakterisiert sind, liegen im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße die für WettReg angenommenen Temperaturen im Beobachtungszeitraum über und die Jahresniederschlagssummen unter den Beobachtungswerten. Dadurch werden dort auch in W A1B deutlich höhere Temperaturen und geringere Niederschläge projiziert als für die STAR-Szenarien. Dementsprechend werden reale Verdunstung, Abfluss und Grundwasserneubildung in diesem Einzugsgebiet bereits in den Projektionen für die Referenzperiode unterschätzt. Die Simulationsergebnisse in W A1B sind für das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße der Vollständigkeit halber aufgeführt, sollten aber nicht als verlässlich eingestuft werden.

Die Niederschlagssummen im Sommerhalbjahr gehen im Vergleich zum Referenzzeitraum in den Szenarien deutlich zurück, wohingegen sie im Winterhalbjahr kaum verändern bzw. leicht ansteigen (Abb. 6.2; Abb. C 3). Diese Tendenzen entsprechen den Beobachtungen bereits erfolgter Änderungen des Niederschlags von Gerstengarbe et al. (2011a) und Rauthe et al. (2013).

Die Bandbreiten der Jahresmitteltemperaturen und Jahressummen der Niederschläge sind auf Basis von 30 Beobachtungsjahren höher als auf Basis von Fünfjahresmitteln von 100 (STAR) bzw. 10 (WettReg) Realisierungen. Dies wird darauf zurückgeführt, dass aus den Realisierungen bereits Fünfjahresmittel gebildet worden sind, so dass ein direkter Vergleich mit der Vergangenheit, die ja nur eine Realisierung widerspiegelt, eingeschränkt ist. Die höheren Bandbreiten in S 0K gegenüber den anderen STAR-Szenarien beruhen auf der Generierung der Zeitreihen von STAR durch Neukombination von Klimagrößen der Vergangenheit.

6.3.2 Auswirkungen der klimatischen Änderungen

Die in den Szenarien projizierten Änderungen der Klimagrößen (vor allem Temperatur und Niederschlag) wirken sich auf die Simulation der Wasserhaushaltsgrößen potenzielle Verdunstung, reale Verdunstung, Klimatische Wasserbilanz, Abfluss sowie Grundwasserneubildung aus.

Aufgrund der in S 0K gegenüber der Referenzperiode 1961-1990 höheren Jahresmitteltemperatur werden bereits für dieses Szenario erhöhte potenzielle Verdunstungen simuliert (Abb. 6.3; Anlage C, Abb. C 4). Da in S 0K kein weiterer Temperaturanstieg angenommen wird, bleiben diese im Verlauf des Szenariozeitraums auf gleichem Niveau. In den anderen Klimaszenarien nimmt die potenzielle Verdunstung entsprechend des Temperaturanstiegs zu. Die Bandbreiten der potenziellen Verdunstung sind ebenso wie die der Temperaturen gering. Dadurch und aufgrund der im Vergleich zur Referenzperiode höheren potenziellen Verdunstung und geringeren Jahresniederschläge sind bereits im Szenario S 0K die anderen Wasserhaushaltskomponenten meist geringer als in der Referenzperiode, verbleiben aber im Szenariozeitraum auf dem gleichen Niveau.

Die reale Verdunstung ist durch die Wasserverfügbarkeit limitiert und damit geringer als die potenzielle Verdunstung (Abb. 6.4; Anlage C, Abb. C 5). Sie nimmt aufgrund der in den Szenarien S 2K, S 3K und W A1B projizierten Niederschlagsabnahmen nicht weiter zu. Durch die geringere Wasserverfügbarkeit lässt sich auch die geringere reale Verdunstung in S 3K gegenüber S 2K bei höherer potenzieller Verdunstung erklären. Aufgrund der höheren Wasserverfügbarkeit im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße ist die Zunahme der realen Verdunstung in den STAR-Szenarien mehr als doppelt so hoch wie in den anderen Einzugsgebieten. In W A1B ist die reale Verdunstung höher als in den STAR-Szenarien, da mehr Niederschlag im Sommer fällt und dann direkt verdunstet. Die Limitierung der realen Verdunstung durch Energiedargebot und Wasserverfügbarkeit ist im Jahresverlauf gut erkennbar. Verglichen mit den anderen Szenarien werden in S 0K bis zum Mai aufgrund der höheren potenziellen Verdunstung höhere reale Verdunstungen simuliert und aufgrund der geringeren Wasserverfügbarkeit im Juni bis August geringere. Die sich für die Realisierungen der Szenarien ergebenden Bandbreiten sind sehr gering, insbesondere im Szenario S 0K und im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße, wo die reale Verdunstung stärker durch das Energiedargebot als durch die Wasserverfügbarkeit limitiert ist. Hinsichtlich der flächendifferenzierten Betrachtung der realen Verdunstung ist vor allem die Landnutzung von Bedeutung (Anlage C, Abb. C 6) Über Gewässerflächen entspricht die reale Verdunstung der potenziellen Verdunstung und nimmt daher in den Klimaszenarien zu. Auch Flächen mit hohem Grundwasserstand (Feuchtgebiete) bzw. hohem Blattflächenindex (Wälder und Heiden) weisen hohe reale Verdunstungen auf. Vor allem über Feuchtgebieten steigt die reale Verdunstung, da aufgrund der Implementierung des Feuchtgebietsansatzes hier eine Zehrwirkung aus Oberflächen- und Grundwasser simuliert wird.

Bei relativ geringen Änderungen des Niederschlags und der Verdunstung werden, in Übereinstimmung mit Ergebnissen z. B. von Niemann und Eltahir (2005), Bronstert et al. (2007) und Fu et al. (2007), deutliche Änderungen von Abfluss und Grundwasserneubildung simuliert. Die relativen Änderungen der Abflüsse in S 2K und S 3K sind vergleichbar mit Ergebnissen von Conradt et al. (2012b) für das gesamte tideunbeeinflusste Elbeeinzugsgebiet, die relativen Änderungen in S 2K und W A1B mit denen von Gädeke et al. (2014a) für das Einzugsgebiet des Weißen Schöps bis zum Pegel Särichen. Entsprechend des Rückgangs der Niederschläge ist der Abflussrückgang in den Sommermonaten besonders ausgeprägt. Die Boxplots der Realisierungen zeigen, dass der Median der Abflussrealisierungen in S 0K über den 75 %-Quantilen der anderen Szenarien liegt (Abb. 6.8, Abb. 6.9, Anlage C, Abb. C 13), somit ist die Änderung der mit den Szenarien S 2K, S 3K und W A1B verbundenen Abflüsse stärker als die mit deren Realisierungen verbundenen Unsicherheiten.

In den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree werden in W A1B bei ähnlichen Jahresmitteltemperaturen und Niederschlagsjahressummen wie in S 2K geringere Jahressummen der

Abflusshöhe und geringere mittlere jährliche Abflüsse simuliert. Dies ist dadurch begründet, dass sich die innerjährliche Verteilung des Niederschlag zwischen W A1B und S 2K unterscheidet: im Winter wird für W A1B weniger Niederschlag projiziert, der abflusswirksam werden könnte. Hingegen sind die für Frühjahr und Sommer projizierten Niederschläge höher als in S 2K, diese werden aber nicht abflusswirksam, sondern tragen zur realen Verdunstung bei. Hinsichtlich der Abflüsse entsprechen die Simulationsergebnisse in W A1B daher im Mittel denen in S 3K bzw. sind noch geringer.

Die Abflusshöhen sind bei Landnutzungstypen, mit denen ein geringer Blattflächenindex assoziiert ist (Siedlungs- und Industrieflächen, Acker- und Grünland) relativ hoch (Abb. 6.7 und Anlage C, Abb. C 10). Entsprechend den Änderungen der realen Verdunstung sinkt die Abflusshöhe vor allem über Feuchtgebieten und Grünland. Auch die Unterschiede zwischen den Bodentypen sind deutlich (Abb. 6.7 und Anlage C, Abb. C 11). Vor allem über Pseudogley und Parabraunerde-Pseudogley, die im Untersuchungsgebiet meist durch lehmigen und schluffigen Ton charakterisiert sind, sind die Abflusshöhen aufgrund geringerer Infiltration höher als bei anderen Bodentypen. Sehr geringe Abflusshöhen werden für Podsol-Braunerde und Anthroposol mit hohem Sandgehalt simuliert, so dass hier die direkten Abflusskomponenten geringer sind als die Grundwasserneubildung. Die relativen Änderungen der Abflusshöhen unterscheiden sich jedoch zwischen den Bodentypen kaum.

Die Vergleiche der Simulationsergebnisse von SWIM und EGMO an den Pegeln Ortrand und Bautzen verdeutlichen den Einfluss des hydrologischen Modells hinsichtlich Modellstruktur und Parametrisierung (Abb. 6.8; Anlage C, Abb. C 12). Die mit dem hydrologischen Modell verbundenen Unsicherheiten der Abflusssimulationen liegen hierbei in der gleichen Größenordnung wie jene aus dem gewählten Klimaszenario. Hingegen liefern in anderen Studien die RCMs und Klimaszenarien meist größere Unterschiede in Bezug auf mittlere Abflussbedingungen als verschiedene hydrologische Modelle (z. B. Wilby und Harris, 2006; Bosshard et al., 2013; Gädeke et al., 2014a). Beispielsweise zeigten Vergleiche der Simulationsergebnisse von SWIM mit denen von WaSiM-ETH (Schulla, 1997) und HBV-light (Seibert und Vis, 2012) im Untersuchungsgebiet, dass die genutzten RCMs und Klimaszenarien sich stärker auf die in der Region simulierten natürlichen Abflüsse auswirken als das genutzte hydrologische Modell (Pohle et al., 2013a). Als mögliche Ursachen für diese unterschiedlichen Ergebnisse werden Unterschiede bei der modellinternen Bestimmung der realen Verdunstung aus der potenziellen Verdunstung vermutet. Die detaillierte Untersuchung der Ursachen ist dadurch erschwert, dass für EGMO keine Simulationsergebnisse auf Basis beobachteter Klimagrößen vorliegen und keine Wasserhaushaltskomponenten außer dem Abfluss ausgegeben werden.

In den Sommermonaten ergeben sich in den Simulationsergebnissen von SWIM ebenso wie bei Conradt et al. (2012b) aufgrund der Simulation der Zehrwirkung von Feuchtgebieten teils negative Abflusshöhen. In Feuchtgebieten werden ganzjährig negative Abflusshöhen simuliert, dies entspricht den Ergebnissen von Dannowski und Steidl (2000) sowie Lahmer und Pfützner (2003). Zu negativen Abflüssen an den Gebietsauslasspegeln ist anzumerken, dass in besonders trockenen Sommern die Havel, in welche die Spree mündet, ihre Fließrichtung ändern und die Schwarze Elster austrocknen kann (Blankennagel und Schwenkenbecher, 2006). Diese Zehrwirkung kann aufgrund der geänderten klimatischen Verhältnisse im Vergleich mit beobachteten Abflüssen nicht quantifiziert werden. Weiterhin tritt sie insbesondere im Spreewald auf, wo aufgrund der starken Bewirtschaftungseinflüsse auf den Abfluss ein Vergleich mit beobachteten Niedrigwasserabflüssen nicht möglich ist.

Aufgrund der in den Szenarien zunehmenden Verdunstung und abnehmenden Niederschläge nimmt neben dem Abfluss auch die Grundwasserneubildung ab, dies entspricht auch den Simulationsergebnissen von Schmidt und Conradt (2011). Ebenso wie bei der Abflusshöhe ist der Rückgang der Grundwasserneubildung aufgrund der höheren realen Verdunstung in W A1B stärker als in den STAR-Szenarien (Abb. 6.10; Anlage C, Abb. C 14). Der Median der Grundwasserneubildung in S 0K liegt über dem 75 %-Quantil der anderen Szenarien, damit ist die Änderung dieser Szenarien gegenüber der Referenz und S 0K deutlicher als die Unsicherheiten innerhalb der Realisierungen eines Szenarios. Die Grundwasserneubildung ist bei Flächen mit hoher realer Verdunstung (Feuchtgebiete, Laub- und Mischwald) bzw. Abflusshöhe (Ackerland) besonders gering (Anlage C, Abb. C 15). Für Podsol-Braunerde und Anthroposol ergibt sich wegen des hohen Sandgehalts eine hohe Infiltration und damit eine höhere Grundwasserneubildung als bei anderen Bodentypen (Anlage C, Abb. C 16). Sie nimmt bei Feuchtgebieten und dadurch auch bei Auenböden, welche als Feuchtgebiete betrachtet werden, deutlicher ab als bei anderen Landnutzungsformen und Bodentypen.

Trotz der hohen Spannweiten der Realisierungen hinsichtlich der Klimatischen Wasserbilanz sind die mit den Szenarien S 2K, S 3K und W A1B verbundenen Änderungen deutlich und zeigen, dass die Wasserverfügbarkeit im Untersuchungsgebiet bei diesen Szenarien abnimmt.

Gemäß Capell et al. (2013) sind die Auswirkungen der klimatischen Änderungen abhängig von den Einzugsgebietseigenschaften. Einerseits zeigt sich so ein besonders starker Rückgang von Abfluss und Grundwasserneubildung in Gebieten mit hohem Feuchtgebietsanteil. Weiterhin können die stärkeren Auswirkungen der mit den STAR-Szenarien verbundenen Klimaänderungen in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree im Vergleich zum Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße damit begründet werden, dass nach Mengistu et al. (2013) trockenere Einzugsgebiete sensibler auf Klimaänderungen reagieren.

6.3.3 Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Bergbauszenarien

Insbesondere bei einem großen Anteil des Grundwasserabsenkungstrichters an der Fläche des Teil-einzugsgebiets wirken sich neben Klimaszenarien auch die Szenarien der Entwicklung der Braunkohleförderung auf die Abflusssimulation aus. Zwischen den als Extremszenarien einzustufenden Szenarien Kein Bergbau und dem Szenario Status Quo 2005 bestehen Unterschiede der simulierten Abflüsse von bis zu 33 % (Abb. 6.11). In den realistischeren Szenarien zur Braunkohleförderung, Differenzierung und Globalisierung, werden aufgrund der angenommenen Abnahme der Fläche des Grundwasserabsenkungstrichters für S 0K um bis zu 30 % ansteigende Abflüsse simuliert, während für die anderen Klimaszenarien der klimatisch bedingte Rückgang der Abflüsse lediglich gemindert wird. Die Abflüsse bei den Szenarien Differenzierung und Globalisierung sind durch den geringen Unterschied in den projizierten Flächen des Grundwasserabsenkungstrichters vergleichbar. In den Gesamteinzugsgebieten sind die Auswirkungen der Klimaszenarien (Abflussminderung bis zu 50 %) größer als die Unterschiede zwischen den Bergbauszenarien von weniger als 20 %.

6.3.4 Kombinierte Auswirkungen von Klima- und Energiepflanzenzenarien

Unterschiedliche Pflanzencharakteristika (z. B. Blattflächenindex) und zeitlich unterschiedliche Wachstumsphasen und Erntetermine der betrachteten Anbaukulturen ziehen Konsequenzen für die reale Verdunstung nach sich, welche sich wiederum auf die Simulation von Abfluss und Grundwasserneubildung auswirken. Aufgrund der bereits erfolgten Ernte von Winterweizen und Wintererbsen weisen diese Kulturen im Juli eine geringere reale Verdunstung und dadurch höhere Werte von

Abfluss und Grundwasserneubildung auf als die Sommerkulturen (Abb. 6.12, Abb. 6.13 und Anlage C, Abb. C 21). Demgegenüber ist aufgrund des späteren Wachstums der Sommerkulturen ihr Blattflächenindex und damit die reale Verdunstung im Mai gering, so dass sich höhere Abflüsse ergeben als bei den Winterkulturen. Die Jahressummen der Simulationsergebnisse von Abfluss und Grundwasserneubildung mit Winterraps liegen in allen Klimaszenarien über den Ergebnissen im Referenzzeitraum (1961-1990, Winterweizen), d. h. ein verstärkter Anbau von Winterraps würde die Auswirkungen der klimatischen Änderungen auf den Abfluss mindestens ausgleichen. Ein solches Szenario ist jedoch aufgrund der für Winterraps klimainduzierten Abnahmen der Ernteerträge, und da Raps aus phytosanitären Gründen einen Anteil von weniger als 25 % an der Fruchtfolge haben sollte (LVLF, 2009), nicht realistisch.

In Einzugsgebieten mit hohem Flächenanteil von Ackerflächen sind die Auswirkungen der Energiepflanzenszenarien in ähnlicher Größenordnung wie die der Klimaszenarien (Abb. 6.14). Mit Ausnahme der Simulationsergebnisse mit Winterraps als Anbaukultur sind die Auswirkungen der Energiepflanzenszenarien auf Abfluss und Grundwasserneubildung in den Gesamteinzugsgebieten gegenüber denen der Klimaszenarien von untergeordneter Bedeutung. Dies entspricht auch Ergebnissen von Wechsung et al. (2000), Klöcking und Haberlandt (2002) und Guse et al. (2014), wonach Landnutzungsänderungen im Sinne unterschiedlicher Formen einjähriger Vegetation wenig Einfluss auf Wasserhaushaltskomponenten haben. Die Ergebnisse sind konsistent mit Studien in Norddeutschland und im Elbeeinzugsgebiet, bei denen Klima- gegenüber Landnutzungsänderungen dominieren (Lahmer et al., 2001; Conradt et al., 2012b; Nathkin et al., 2012).

Aufgrund der unterschiedlichen Raum- und Zeitbezüge der Verfügbarkeit von Beobachtungsdaten wurde in der vorliegenden Arbeit keine Kalibrierung anhand der Ernteerträge vorgenommen. Dennoch werden die mittleren Ernteerträge von Winterweizen und Silomais durch die Simulation gut wiedergegeben (Abb. 6.15). Die Ernteerträge von Winterraps werden unterschätzt. Ein möglicher Grund ist der unterschiedliche Raumbezug der Beobachtungsdaten und der Simulationen, so entsprechen die Simulationsergebnisse eher den Werten für Tschechien (25 dt/ha in 1998, Baranyk und Fábry, 2000). Außerdem wurde Winterraps in der Simulation auf allen Ackerflächen berücksichtigt, so dass auch weniger geeignete Standorte einbezogen wurden, während der Anbau in der Realität vor allem auf tiefgründigen Standorten erfolgt (LVLF, 2009). Die Überschätzung der Ernteerträge von Sonnenblumen durch die Simulation wird dadurch erklärt, dass sie meist auf Ungunststandorten angebaut werden, während im Szenario allen Ackerflächen einbezogen werden. Die Plausibilität der simulierten Ernteerträge von Sorghumhirse konnte nicht verglichen werden, da für Mitteleuropa keine Beobachtungsdaten in größerem Maßstab verfügbar waren. Die simulierten Werte von bis zu 40 dt/ha sind jedoch geringer als Erträge bei Anbauversuchen an verschiedenen Standorten in Deutschland von über 100 dt/ha (LLFG, 2011; Jäkel, 2012).

Die Absolutwerte der Ernteerträge stehen nicht im Vordergrund der vorliegenden Arbeit, sondern sollen vielmehr zur Analyse der Zusammenhänge zwischen Klimagrößen und Wasserhaushaltskomponenten bei Landnutzungsszenarien dienen. Die Zusammenhänge zwischen Klima und Pflanzenwachstum, ausgedrückt durch Korrelationen zwischen Klimagrößen und Ernteerträgen, sind bei den Beobachtungswerten zum Teil unterschiedlich ausgeprägt (Abb. 6.16). Allgemein zeigt sich in den trockeneren Gebieten, Sachsen und Brandenburg, eine stärkere positive Korrelation zwischen Ernteerträgen und Niederschlag bzw. Ariditätsindex als für Gesamtdeutschland. Unterschiede lassen sich damit begründen, dass die mittleren klimatischen Bedingungen nicht die einzigen Einfluss-

faktoren auf das Pflanzenwachstum sind. In der Simulation werden jedoch neben Klimagrößen keine weiteren zeitlich variablen Einflussfaktoren berücksichtigt, daher sind hier die Korrelationen für die Einzugsgebiete teils unterschiedlich stark, gehen jedoch für die jeweilige Kultur in die gleiche Richtung. Insgesamt werden die Korrelationen zwischen beobachteten Ernteerträgen und Klimagrößen auch bei den Simulationen wiedergegeben. Unterschiede sind dort auffällig, wo nur wenige Wertepaare aus beobachteten Ernteerträgen und Klimagrößen zur Verfügung standen.

Aus diesen Korrelationen lässt sich ableiten, dass die Ernteerträge von Winterweizen und Winterraps im Untersuchungsgebiet durch die Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode limitiert sind. Demgegenüber sind die Ernteerträge von Sonnenblumen und Sorghumhirse umso höher, je höher das Energiedargebot in der Vegetationsperiode ist. Bei Silomais wirken höhere Temperaturen zunächst ertragssteigernd. In den Beobachtungen in Sachsen und Brandenburg scheint dieser Punkt jedoch überschritten zu sein, so dass hier die Erträge durch die Wasserverfügbarkeit limitiert sind. Für detaillierte statistische Auswertungen sind die betrachteten Zeitreihen zu kurz. Da die Bodeneigenschaften und die landwirtschaftliche Praxis oft bedeutsamer für die Pflanzenerträge sind als geringe Unterschiede in den klimatischen Größen (Olesen und Bindi, 2002) wären genauere Angaben zu den Standorten und landwirtschaftlichen Betrieben in detailliertere Untersuchungen einzubeziehen. Diese sollten auch die Verfahren der statistischen Erhebung berücksichtigen. In der vorliegenden Arbeit war es mangels Datenverfügbarkeit nicht möglich, diese Faktoren zu analysieren.

Die klimainduzierten Änderungen der Ernteerträge (Abb. 6.16) stimmen nur teils mit anderen Studien überein. Während sich geringere Ernteerträge von Winterweizen bei ansteigenden Temperaturen mit Simulationsergebnissen von Wessolek und Asseng (2006) für Brandenburg decken, stehen sie den Beobachtungen von Chloupek et al. (2004) in der Tschechischen Republik entgegen. Auch abnehmende Ernteerträge bei Winterraps widersprechen den Ergebnissen von Chloupek et al. (2004). Währenddessen bestätigen die steigenden Erträge für Silomais Chloupek et al. (2004) und Hattermann et al. (2007), stehen jedoch den Ergebnissen von Bassu et al. (2012) entgegen. Für Sonnenblumen wurden im Untersuchungsgebiet je nach Klimaszenario leicht abnehmende bis leicht zunehmende Ernteerträge durch Harrison und Butterfield (1996) simuliert.

Bei Vergleichen mit den Beobachtungen von Chloupek et al. (2004) ist zu beachten, dass die Temperaturverhältnisse in der Tschechischen Republik im Durchschnitt kühler sind als im Untersuchungsgebiet, sodass in den Beobachtungen ansteigende Ernteerträge auch durch ansteigende Wintertemperaturen möglich sind. Weiterhin gehen die in den Szenarien angenommenen Temperaturerhöhungen über das Ausmaß historischer Beobachtungen hinaus. Vergleiche mit Simulationsergebnissen anderer Studien (z. B. Bassu et al., 2012) sind durch Unsicherheiten im Pflanzenwachstumsmodell und die berücksichtigten Faktoren, z. B. Effekte der CO₂-Düngung limitiert.

6.3.5 Unsicherheiten

Bei der Simulation der natürlichen Wasserhaushaltskomponenten im Untersuchungsgebiet bestehen Unsicherheiten in Bezug auf:

- regionale Klimaänderungen,
- den Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters,
- den zukünftigen Anbau von Energiepflanzen,
- die (öko)hydrologische Modellierung.

Die Unsicherheiten der regionalen Klimaänderungen beziehen sich auf RCM, Klimaszenario und Realisierungen gleichermaßen. Die Simulationsergebnisse von Abfluss und Grundwasserneubildung sind bei ähnlicher Temperatur- und Niederschlagsentwicklung für STAR (S 2K) höher als bei WettReg (W A1B). Hinsichtlich Abfluss und Grundwasserneubildung sind die Simulationsergebnisse von W A1B vielmehr mit denen von S 3K vergleichbar. Die Unterschiede in Abfluss und Grundwasserneubildung zwischen den STAR-Szenarien sind deutlich. Mit den Realisierungen der Szenarien sind hohe Bandbreiten der simulierten Wasserhaushaltskomponenten verbunden. Aufgrund der Generierung der Klimaeingangsdaten in STAR sind diese höher bei S 0K als bei den anderen STAR-Szenarien. Für W A1B weisen die Simulationsergebnisse meist ähnlich hohe Interquartilsabstände auf wie für S 3K, jedoch geringere Spannweiten. Im Verhältnis zum Absolutwert der Wasserhaushaltsgrößen sind die Spannweiten der Realisierungen bei den Jahressummen von Niederschlag, potenzieller und realer Verdunstung sehr gering, bei Klimatischer Wasserbilanz, Abflusshöhe und Grundwasserneubildung höher. Die deutlichen Unterschiede der Ergebnisse für WettReg im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße sind nicht durch Unterschiede in Stationswerten für die beiden RCMs begründet, sondern dadurch dass in WettReg im Gegensatz zu STAR keine Werte tschechischer Klimastationen berücksichtigt werden konnten.

Die Unsicherheiten hinsichtlich des Rückgangs des Grundwasserabsenkungstrichters, der durch die Bergbauszenarien beschrieben wird, beziehen sich auf die sozioökonomische Entwicklung der Region, insbesondere die Stilllegung oder Fortführung bestehender bzw. den Aufschluss neuer Tagebaue. Weiterhin sind die Annahmen zum Grundwasserwiederanstieg unsicher, vor allem da die Klimawirkung auf die Grundwasserneubildung nicht berücksichtigt wurde. Hinsichtlich der Wasserhaushaltskomponenten sind die Auswirkungen dieser Unsicherheiten jedoch eher gering. Für die Gesamteinzugsgebiete sind selbst die Auswirkungen der Extremszenarien (Kein Bergbau und Status Quo 2005) gegenüber den projizierten klimatischen Änderungen untergeordnet. Nur bei Teileinzugsgebieten mit einem bisher hohen Anteil des Grundwasserabsenkungstrichters sind die Unterschiede der Abflüsse zwischen diesen Szenarien in ähnlicher Größenordnung wie die Klimawirkung. Die Unterschiede der Abflüsse zwischen den realistischeren Szenarien Differenzierung und Globalisierung sind auch für diese Teileinzugsgebiete gering.

Die Unsicherheiten der hydrologischen Modellierung betreffen zum einen die Modellstruktur und zum anderen die Modellparametrisierung insbesondere in den Gebieten, wo die Modellparameter durch Regionalisierung ermittelt wurden. Bei EGMO besteht eine weitere Unsicherheitsquelle darin, dass die Abflüsse der Lausitzer Neiße nicht durch Antrieb eines hydrologischen Modells mit Klimadaten, sondern über statistische Beziehungen zum projizierten Abfluss der oberen Spree ermittelt werden. Deren Gültigkeit bei geänderten klimatischen Bedingungen ist offen. Die hydrologischen Modelle SWIM und EGMO liefern unterschiedliche Abflüsse zu Beginn des Szenariozeitraums (höhere Abflüsse bei EGMO als bei SWIM) und in der Reaktion auf geänderte Klimaeingangsdaten (stärkerer Rückgang der Abflüsse bei EGMO). Die Unsicherheiten der hydrologischen Modellierung liegen damit in der Größenordnung wie Unsicherheiten durch das RCM und Klimaszenario.

6.4 Zusammenfassung

Aufgrund der Verringerung der Jahresniederschläge in den Szenarien S 2K, S 3K und W A1B erhöht sich die reale Verdunstung für diese Szenarien trotz zunehmender Jahresmitteltemperatur und damit potenzieller Verdunstung nicht. Im Mittel werden für die Szenarien sinkende Jahressummen von Abfluss und Grundwasserneubildung simuliert. Dies ist besonders deutlich in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree. In diesen Gebieten ergibt sich bereits für S 0K eine Abnahme der mittleren jährlichen Abflüsse um bis zu 20 %, in S 2K beträgt die Abnahme 40 % und in S 3K und W A1B nehmen die Abflüsse gegenüber Simulationsergebnissen der Referenzperiode um 50 % ab. Vor allem die Sommerabflüsse sinken im Vergleich zur Referenzperiode und werden z. T. völlig aufgezehrt. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße fallen in den STAR-Szenarien die Abnahmen von Abfluss und Grundwasserneubildung geringer aus als in den anderen Einzugsgebieten.

Die Auswirkungen von Landnutzungsszenarien hinsichtlich Bergbau und Energiepflanzen sind für die Gesamteinzugsgebiete gegenüber den Klimaszenarien von untergeordneter Bedeutung. Nur in Teilgebieten mit hohem Anteil des Grundwasserabsenkungstrichters (Bergbauszenarien) bzw. von Ackerland (Energiepflanzenszenarien) sind die Größenordnungen der Auswirkungen von Extrem-szenarien der Landnutzungsänderung z. T. vergleichbar mit denen der Klimaszenarien.

Die möglichen Auswirkungen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Abfluss sind in Tab. 6.2 zusammengefasst.

Tab. 6.2 Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsszenarien auf den natürlichen Abfluss (Änderungen im Vergleich zur Referenz mit Simulationen basierend auf beobachteten Klimaeingangsdaten in der Referenzperiode 1961-1990, Kein Bergbau, Winterweizen)

Bergbau	Energiepflanzen	Klima S 0K	Klima S 2K, S 3K, W A1B
Kein Bergbau	Winterweizen	kaum Änderung/leichte Abnahme	deutliche Abnahme
	Winterraps	deutliche Zunahme	kaum Änderung/leichte Abnahme
	Silomais	kaum Änderung/leichte Abnahme	deutliche Abnahme
	Sonnenblumen	kaum Änderung/leichte Abnahme	deutliche Abnahme
	Sorghumhirse	kaum Änderung/leichte Abnahme	deutliche Abnahme
Status Quo 2005	Winterweizen	deutliche Abnahme	deutliche Abnahme
Differenzierung	Winterweizen	leichte Abnahme	deutliche Abnahme
Globalisierung	Winterweizen	leichte Abnahme	deutliche Abnahme

Unsicherheiten in den Simulationsergebnissen bestehen hauptsächlich bezüglich der RCMs, Klimaszenarien und Realisierungen. Beim Vergleich der natürlichen Abflüsse von SWIM mit denen von EGMO zeigen sich zudem Unterschiede in ähnlicher Größenordnung wie bei den Klimaszenarien.. Demgegenüber sind die Unsicherheiten aufgrund der Landnutzungsszenarien hinsichtlich der Landnutzungsszenarien eher von untergeordneter Bedeutung.

Zusammengefasst haben die potenziellen Klima- und Landnutzungsänderungen deutliche Auswirkungen auf die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten im Untersuchungsgebiet. Demnach kann die erste Hypothese, die dieser Arbeit zu Grunde liegt, angenommen werden.

7 Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet

Aufgrund der deutlichen Auswirkungen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen auf die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten (Kapitel 6) stellt sich die Frage nach deren Auswirkungen auf die Wassermengenbewirtschaftung gemäß der in Kapitel 1 formulierten Hypothese 2. Mit dem Ziel der Beantwortung dieser Fragestellung wird die Wassermengenbewirtschaftung auf Grundlage der natürlichen Abflüsse unter Klima- und Landnutzungsszenarien mit dem Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo untersucht. Ein weiteres Ziel ist es, zu analysieren, ob mögliche negative Folgen von Klima- und Landnutzungsänderungen durch wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen ausgeglichen werden können (entsprechend Hypothese 3).

7.1 Methodik

7.1.1 Szenarienauswahl

Grundlage zur Simulation der Wassermengenbewirtschaftung bildeten die in Kapitel 6 beschriebenen, mit SWIM und EGMO simulierten, natürlichen Abflüsse unter Antrieb der Klimaszenarien S 0K, S 2K (je SWIM und EGMO) und S 3K (nur SWIM). Die Wassernutzungen wurden in drei Szenarien hinsichtlich Braunkohleförderung und –verstromung (Bergbauszenarien) betrachtet. Da zur stochastischen Simulation mit WBalMo je Teileinzugsgebiet 100 Abflussreihen benötigt werden, wurden die unter WettReg simulierten natürlichen Abflüsse nicht betrachtet. Dies ist auch dadurch gerechtfertigt, dass sich die Simulationsergebnisse unter Antrieb von W A1B in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree nicht wesentlich von denen in S 3K unterscheiden. Zudem ist die Anwendbarkeit des WettReg-Datensatzes, der keine tschechischen Stationen enthält, für das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße stark eingeschränkt (siehe Abschnitt 6.3). Da die klimatischen Änderungen stärkere Auswirkungen auf die natürlichen Abflüsse haben als die Landnutzungsänderungen im Sinne eines verstärkten Anbaus agrarischer Energiepflanzen, wurden nur Klima- und Bergbauszenarien in die Simulation der Wassermengenbewirtschaftung einbezogen. Die Auswirkungen klimatischer Änderungen auf den Kühlwasserbedarf der Kraftwerke wurden analysiert. Dazu wurde ein dynamischer Ansatz zur Ermittlung des Kühlwasserbedarfs aus der projizierten Lufttemperatur und Luftfeuchte in WBalMo implementiert.

Weiterhin wurden wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel untersucht. Die Kombinationen aus Klima- und Bergbauszenarien, hydrologischen Modellen und Anpassungsoptionen, die mit WBalMo simuliert wurden, sind in Anlage D, Tab. D 1, aufgeführt. Im Fokus der Analysen standen dabei folgende wesentliche Elemente der Wassermengenbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet:

- Bewirtschaftete Abflüsse:
 - Pegel Lauchhammer (Schwarze Elster, Nr. 2 in Abb. 4.1),
 - Mündung der Schwarzen Elster,
 - Pegel Cottbus als Zuflusspegel zum Spreewald (Spree, Nr. 7 in Abb. 4.1),
 - Pegel Leibsch unterstromig des Spreewalds (Spree, Nr. 8 in Abb. 4.1),
 - Pegel Große Tränke als Zuflusspegel Berlins (Spree, Nr. 9 in Abb. 4.1),
- Speicherinhalte (Details zu den wasserwirtschaftlichen Speichern siehe Anlage A, Tab. A 3),
 - Speicher Knappenrode als einer der wesentlichen wasserwirtschaftlichen Speicher im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster („K“ in Abb. 4.1) ,

- Talsperre Bautzen als größter bisheriger wasserwirtschaftlicher Speicher im Spreeeinzugsgebiet („B“ in Abb. 4.1),
- Speichersystem Lohsa II als größter in Flutung befindlicher Tagebauseen mit geplanter Speichernutzung (im Einzugsgebiet der Spree, „L“ in Abb. 4.1),
- Talsperre Spremberg (Spree, „S“ in Abb. 4.1)
- zukünftiger Cottbuser Ostsee (im Einzugsgebiet der Spree, entsteht durch Flutung des Tagebaus Cottbus Nord ab 2020),
- Kühlwasserbedarf und -entnahme des Kraftwerks Jänschwalde als bezüglich der Leistung drittgrößtes Kraftwerk Deutschlands („JW“ in Abb. 4.1),
- Überleitungsmengen:
 - aus der Lausitzer Neiße in das Einzugsgebiet der Spree,
 - aus der Elbe in die Kleine Spree und die Schwarze Elster (als Anpassungsoption).

7.1.2 Datengrundlagen

Datengrundlagen der Bilanzierung in WBalMo sind natürliche Dargebote und Bedarfsdaten der Nutzer. In der vorliegenden Arbeit wurden dafür genutzt:

- Dargebote:
 - Simulationsergebnisse der natürlichen Abflüsse von SWIM und EGMO für die Klimaszenarien S 0K, S 2K und S 3K und Grundwasserabsenkungstrichter der Szenarien Differenzierung und Globalisierung (entspricht hierbei dem Szenario Ländermodell)
- Nutzerdaten:
 - Grundlage: Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster
 - Sumpfungswassereinleitungen der Tagebaue, Daten des Flutungsbeginns der Tagebaue, Kühlwasserentnahmen und -rückleitungen der Kraftwerke gemäß der Bergbauszenarien:
 - Differenzierung: Annahme einer Differenzierung mit verstärkter Umweltorientierung der wirtschaftlichen Entwicklung in der Region gemäß Blazejczak et al. (2012),
 - Globalisierung: Annahme einer Globalisierung ohne verstärkte Umweltorientierung der wirtschaftlichen Entwicklung in der Region gemäß Blazejczak et al. (2012),
 - Ländermodell: alle Daten aus Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster.
 - Klimawandelanpassungsoptionen:
 - Erhöhter Mindestabfluss des Pegels Leibsch (Spree, Nr. 8 in Abb. 4.1),
 - Verringerte Ausleitungskapazität des Speichersystems Lohsa II („L“ in Abb. 4.1),
 - Berücksichtigung von Überleitungsmengen aus der Elbe.

Projizierte Klimaeingangsdaten der Szenarien wurden weiterhin zur Bestimmung der wasserstandsabhängigen Verdunstung von Seen, von zur Binnenfischerei genutzten Teichen sowie von wasserwirtschaftlichen Speichern und im dynamischen Ansatz zur Ermittlung des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke genutzt.

Die Simulationen erfolgten für den Szenariozeitraum 2003-2052 (Periode 2005 bis Periode 2050). Die Auswertungen beginnen ab Periode 2015 (Jahre 2013-2017), um eine Vorlaufzeit zu berücksichtigen (hinsichtlich der natürlichen Abflüsse von EGMO sowie von WBalMo selbst). Limitiert durch die Verfügbarkeit von Nutzerdaten waren keine Simulationen im Referenzzeitraum 1961-1990 möglich, daher beziehen sich relative Änderungen auf Simulationsergebnisse der Periode 2015.

Die Grundlagen der Bewirtschaftung in den Bergbauszenarien unterscheiden sich in Bezug auf die Annahmen zu Sumpfungswassereinleitungen aus den Tagebauen (Anlage D, Abb. D 1), die Termine des Flutungsbeginns der ausgekohlten Tagebaue (Anlage D, Tab. D 2) und den Kühlwasserverbrauch (Entnahme minus Rückleitung) der thermischen Kraftwerke (Anlage D, Abb. D 2). Summiert für das Untersuchungsgebiet sind Sumpfungswassereinleitungen und Kühlwasserverbrauch der thermischen Kraftwerke in den Szenarien in Abb. 7.1 dargestellt. In Periode 2050 sind in den Szenarien folgende Tagebaue und Kraftwerke (Lage siehe Abb. 4.1) in Betrieb:

- Differenzierung:
 - Tagebau Reichwalde; Sümpfungswasser < 2,0 m³/s,
 - Kraftwerke Boxberg, Schwarzheide; Kühlwasserverbrauch < 0,2 m³/s,
- Globalisierung:
 - Tagebaue Nochten, Reichwalde, Welzow-Süd; Sümpfungswasser ≈ 5,0 m³/s,
 - Alle Kraftwerke in Betrieb; Kühlwasserverbrauch ≈ 1,0 m³/s,
- Ländermodell:
 - Tagebaue Nochten, Reichwalde, Welzow-Süd; Sümpfungswasser ≈ 5,0 m³/s,
 - Kraftwerke Boxberg, Schwarze Pumpe, Schwarzheide; Kühlwasserverbrauch ≈ 2,4 m³/s.

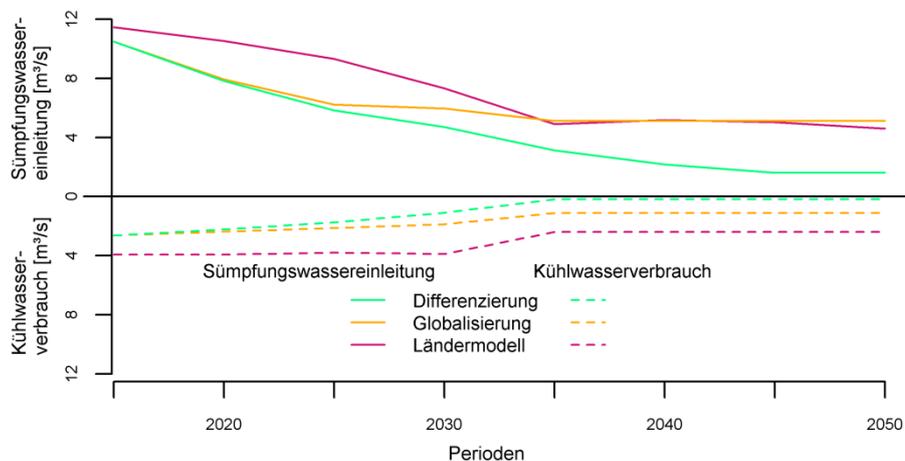


Abb. 7.1 Rückgang von Sümpfungswassereinleitung und Kühlwasserverbrauch in den Bergbauszenarien (Daten: Koch und Vögele (2009) und Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster)

Da im Szenario Globalisierung der Tagebau Jänschwalde in Periode 2030 stillgelegt wird, während das Kraftwerk weiter betrieben wird, wurde in WBalMo eine Überleitung von Wasser aus der Spree ab 2018 in die Malxe zur Versorgung des Kraftwerks Jänschwalde mit Kühlwasser implementiert. Diese beträgt maximal 2,0 m³/s und erfolgt nur, wenn ausreichend Wasser in der Spree zur Verfügung steht.

7.1.3 Das Wasserbewirtschaftungsmodell WBalMo

Das stochastische Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo (Kaden et al., 2005) ist eine Weiterentwicklung des GRM bzw. ArcGRM (Kozerski, 1981; Schramm, 1994; Kaden und Schramm, 2000). Es geht auf eine Entwicklung seit den 1970er Jahren zurück, die in Schramm (1994) zusammengestellt ist. Die Wasserbewirtschaftungsmodellierung mit WBalMo basiert auf der Volumenbilanz des Wassers im System von Flussstrecken und Speichern. Die Verteilung des zur Verfügung stehenden Wassers an die Wassernutzer erfolgt anhand von festgelegten Prioritäten. Beschreibungen der Software WBalMo (bzw. ArcGRM) finden sich in Kaden et al. (2004) bzw. (2005). Datengrundlage der Simulation mit WBalMo ist das natürliche Dargebot von Teileinzugsgebieten, sogenannten Simulationsteilgebieten. Speicher, Wassernutzer und Überleitungen werden in WBalMo lagegerecht Bilanzprofilen an den Oberflächengewässern zugeordnet. Die Simulation an den Bilanzprofilen erfolgt durch Bilanzierung von Wasserdargebot und Wasserbedarf der Nutzer unter Beachtung der Priorität dieser Nutzer durch eine Rangliste. Die Entnahmen und Rückleitungen der Wassernutzer an Bilanzprofilen können zeitlich (z. B. saisonal) variieren. Mindestabflüsse werden in der Bilanzierung als Wassernutzer beschrieben. Wasserwirtschaftliche Speicher werden hinsichtlich ihrer Kapazität und der Wasserstands-Volumen-Beziehung in die Bilanzierung einbezogen. Komplexe Regeln der Wasserbewirtschaftung, die im Standardalgorithmus von WBalMo nicht vorgesehen sind,

werden mittels sogenannter dynamischer Elemente (DYN-Elemente) implementiert. Beispiele für die Anwendung von DYN-Elementen sind der Einbezug von sich in Flutung befindenden Tagebauseen und die Überleitung von Wasser zwischen den Einzugsgebieten.

Für das Lausitzer Braunkohlerevier wurde auf Grundlage der Software von WBalMo im Auftrag der Behörden des Freistaats Sachsen und der Bundesländer Brandenburg und Berlin sowie der LMBV das Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster entwickelt. Darin sind über 350 Wassernutzungen der Region an über 150 Bilanzprofilen mit Daten hinterlegt. Zudem wird die potenzielle Entwicklung der Braunkohleförderung und -verstromung durch zeitlich variierte Sumpfungswassermengen und Wasserbedarfe der Kraftwerke einbezogen. Auch die Bewirtschaftungsprozesse der regionalen Seen und Speicher sind enthalten. Das Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster ist in Kaltoven et al. (2004) und Koch et al. (2006) ausführlich beschrieben.

7.1.4 Umstellung des Simulationszeitschritts

Das Modell WBalMo wurde im Rahmen von INKA BB Teilprojekt 21 weiterentwickelt. Dabei wurde der Simulationszeitschritt vom Monats- zum Wochenschritt verfeinert. Dadurch kann die innerjährliche Variabilität der projizierten Klimagrößen und des natürlichen Dargebots besser in der Simulation der Wassermengenbewirtschaftung abgebildet werden. Unterschiede in den Simulationsergebnissen sind weiterhin dadurch zu erwarten, dass die maximalen Auslasskapazitäten der Speicher Grenzwerte pro Simulationszeitschritt darstellen. Das heißt eine maximale Auslasskapazität, welche bisher im Monatsmittel galt, gilt jetzt für jede Woche. Dies soll am Beispiel eines fiktiven wasserwirtschaftlichen Speichers unter folgenden Annahmen erläutert werden (Abb. 7.2):

- Auslasskapazität des Speichers von $10 \text{ m}^3/\text{s}$,
- Speicher ist zu Beginn vollgefüllt,
- Ein Monat besteht aus vier Wochen (Vereinfachung der Darstellung),
- Entnahmeforderung von $8 \text{ m}^3/\text{s}$ im Monatsmittel, sehr variabel in den einzelnen Wochen.

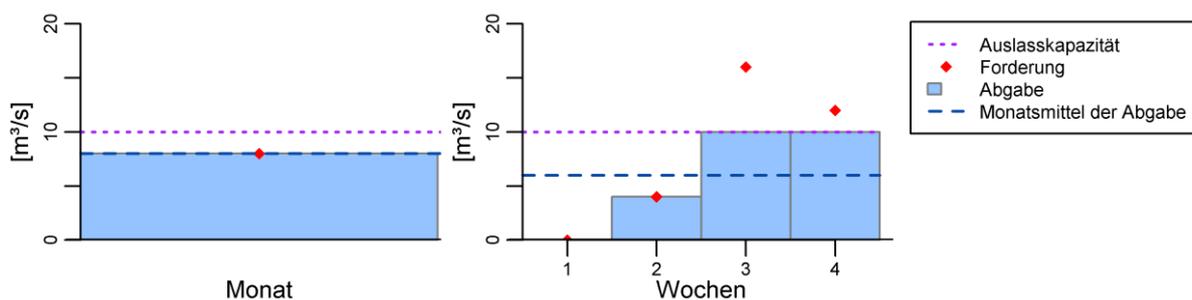


Abb. 7.2 Beispiel für Auswirkungen der Auslasskapazität bei der Verfeinerung des Simulationszeitschritts

Im Monatsschritt ist die Abgabeforderung geringer als die Auslasskapazität, somit erfolgt die Abgabe entsprechend der Forderung. Im Wochenschritt liegt die Abgabeforderung in den ersten beiden Wochen unter der Auslasskapazität, daher erfolgt die Abgabe gemäß der Forderung. In Woche 3 und 4 ist die Forderung höher, die Abgabe wird durch die Auslasskapazität limitiert. Im Beispiel liegt daher die mittlere simulierte Abgabe im Wochenschritt bei 75 % der Abgabe im Monatszeitschritt. Somit ergeben sich Konsequenzen für die Simulation der Speicherfüllung, bewirtschafteter Abflüsse und der Bedarfsdeckung der Wassernutzer. Die Auswirkungen der Umstellung des Zeitschritts wurden exemplarisch auf Basis von S 2K Ländermodell EGMO untersucht. Hierfür wurden die im Wochenschritt durch die DHI-WASY GmbH bereitgestellten Abflüsse zu Monatswerten aggregiert. Mit

WBalMo wurden anschließend Simulationen mit den natürlichen Abflüssen im Wochenschritt und mit den zu Monaten aggregierten natürlichen Abflüssen im Monatsschritt durchgeführt.

7.1.5 Ermittlung des Kühlwasserbedarfs der thermischen Kraftwerke

Die thermischen Kraftwerke zählen durch ihren Kühlwasserbedarf zu den wesentlichen Wassernutzern in der Region. In der Standard-Version von WBalMo wird der Kühlwasserbedarf innerhalb von Fünfjahresperioden als statisch angenommen, es wird keine Saisonalität und auch keine Abhängigkeit von Klimagrößen berücksichtigt. Da der Kühlwasserbedarf tatsächlich jedoch von klimatischen Bedingungen abhängt, sind die Auswirkungen klimatischer Änderungen auf den Kühlwasserbedarf zu analysieren (Koch et al., 2014b). Koch und Vögele (2009) entwickelten dazu einen auf KaSiM (KrAftwerksSiMulationstool, Markewitz und Vögele, 2007) basierenden Ansatz zur Bestimmung des Wasserbedarfs thermischer Kraftwerke in Abhängigkeit von Wasser- und Lufttemperatur und Luftfeuchte.

Da die Kraftwerke in der Lausitz Sümpfungswasser mit einer Temperatur um 11 °C als Kühlwasser nutzen und einen geschlossenen Kühlwasserkreislauf aufweisen, ist der Einfluss der Wassertemperatur vernachlässigbar (Koch et al., 2012). Daher wurde in der vorliegenden Arbeit eine Vereinfachung des von Koch und Vögele (2009) entwickelten Ansatzes genutzt und mittels DYN-Elementen in WBalMo implementiert. Zur Berücksichtigung des saisonal unterschiedlichen Bedarfs der jeweiligen Kraftwerke wurde im ersten Schritt für jede Woche einer Periode ein Kühlwasserbedarf zugewiesen ($\text{Bedarf}_{\text{Woche}}$), welcher die mittleren wöchentlichen Klimagrößen der Referenzperiode als „Standardklima“ berücksichtigt. Im zweiten Schritt wurde in Abhängigkeit von projizierter Lufttemperatur und Luftfeuchte jeder Woche und Realisierung am Standort der Kraftwerke der tatsächliche Kühlwasserentnahme ($\text{Bedarf}_{\text{dynamisch}}$) berechnet:

$$\text{Bedarf}_{\text{dynamisch}} = (-0,05863 * (\text{RH} / 75,5) + 0,136 * (\text{T} / 9,8) + 0,92264) * \text{Bedarf}_{\text{Woche}} \quad (7.1)$$

Mit	$\text{Bedarf}_{\text{dynamisch}}$	mit dem dynamischen Ansatz berechneter Kühlwasserbedarf,
	RH	relative Luftfeuchte [%] (Wochenmittel),
	T	Lufttemperatur [°C] (Wochenmittel),
	$\text{Bedarf}_{\text{Woche}}$	Kühlwasserbedarf aus KaSiM für „Standardklima“.

Die Rückleitung von Kühlwasser (d. h. das Wasser, welches nicht über den Kühlturm verdunstet) wurde über kraftwerksspezifische Faktoren bestimmt.

7.1.6 Anpassungsoptionen

Die in der vorliegenden Arbeit hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Wassermenge untersuchten wasserwirtschaftlichen Anpassungsoptionen haben ihren Hintergrund in der integrierten Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung. Sie zielen darauf ab, potenziell negative Auswirkungen der klimatischen Änderungen auf die Wassermenge und Wassergüte abzumildern. Bezüglich der Wassermenge soll insbesondere im Einzugsgebiet der Spree durch die Anpassungsoptionen vor allem eine Niedrigwasseraufhöhung erfolgen. Ziele bezüglich der Wasserqualität sind dabei zum einen, weniger Wasser mit bergbaulich bedingten Qualitätsproblemen (geringer pH-Wert, hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen) in das Fließgewässer einzuleiten und zum anderen, eine Verdünnungswirkung gegenüber den sich einstellenden Eisen- und Sulfatkonzentrationen zu erreichen.

Die untersuchten Anpassungsoptionen sind:

- (1) Verringerung der Ausleitungskapazität aus dem Speichersystem Lohsa II von 7,0 m³/s auf 3,0 m³/s
Ziel: Verminderung der Ausleitung des durch geringen pH-Wert und hohe Eisen- und Sulfatgehalte charakterisierten Wassers aus dem Speicher Lohsa II in die Spree je Zeitschritt.
- (2) Erhöhung des Mindestabflusses der Spree am Pegel Leibsch von 4,5 m³/s auf 6,0 m³/s
Ziel: Verdünnungseffekt durch Erhöhung der Niedrigwasserabflüsse.
- (3) Überleitung von Wasser aus der Elbe in die Kleine Spree und die Schwarze Elster
Ziel: Verdünnungseffekt durch Erhöhung der Abflüsse.

Die erste Option „Verringerung der Ausleitungskapazität aus dem Speichersystem Lohsa II“ zielt rein auf die Wassergüte. In einer Vorstudie wurde hinsichtlich der Option der Verringerung der Ausleitungskapazität aus dem Speichersystem Lohsa II festgestellt, dass eine Verminderung auf 5,0 m³/s nur wenig Wirkung hätte, da dieser Wert ohnehin nur selten überschritten wird (Pohle et al., 2013c). Die zweite Option „Erhöhung des Mindestabflusses der Spree am Pegel Leibsch“ verbindet das mengenorientierte Ziel der Erhöhung der Niedrigwasserabflüsse der Spree mit dem güteorientierten Ziel der Verdünnungswirkung. Beide Optionen wurden in WBalMo durch Änderung der Daten zur Bewirtschaftung des Speichersystems Lohsa II bzw. der Nutzervorgabe des Mindestabflusses am Pegel Leibsch implementiert.

Die dritte Anpassungsoption „Elbeüberleitung“ geht von einer Entnahme von Elbwasser bei Riesa und Überleitung in die Kleine Spree (oberhalb des Speichersystems Lohsa II) und in die Schwarze Elster (oberhalb der Erweiterten Restlochekette) aus. Details zur Option der Elbeüberleitung finden sich in Koch et al. (2009), Kaltofen et al. (2014b) und Koch et al. (2014b). Die Elbeüberleitung ist aufgrund früherer Studien bereits in WBalMo in DYN-Elementen implementiert, wobei die Überleitung in die Kleine Spree höhere Priorität hat als die Überleitung in die Schwarze Elster. Die in der vorliegenden Arbeit genutzten Überleitungsmengen von maximal 3,0 m³/s berücksichtigen Mindestabflüsse in der Elbe und wurden für S 2K durch Simulationen mit WBalMo für das gesamte Elbeinzugsgebiet durch Koch et al. (2009) bzw. Koch et al. (2014b) erzeugt und als Wochenwerte für die vorliegende Arbeit zur Verfügung gestellt (Anlage D, Abb. D 3). Für S 0K wurden die Überleitungsmengen von S 2K im Zeitraum 2013-2023 für die weiteren Fünfjahresperioden genutzt.

7.2 Ergebnisse

7.2.1 Auswirkungen der Umstellung des Simulationszeitschritts

Zur Analyse der Auswirkungen der Umstellung des Simulationszeitschritts wurden die Simulationsergebnisse im Monatszeitschritt mit den Ergebnissen im Wochenzeitschritt sowie den Monatsmitteln der Simulationsergebnisse im Wochenzeitschritt verglichen. Dies wird exemplarisch für die Abgabe und den Inhalt des Speichersystems Lohsa II in Abb. 7.3 und den bewirtschafteten Abfluss der Spree an den Pegeln Bautzen (Nr. 4 in Abb. 4.1, flussaufwärts der Talsperre Bautzen), Cottbus und Große Tränke in Abb. 7.4 dargestellt.

Die Simulationsergebnisse der Abgabe aus dem Speichersystem Lohsa II zeigen eine deutlich höhere innerjährliche Variabilität als die daraus gemittelten Monatswerte und die Simulationsergebnisse im Monatsschritt. Im März, April, August und September liegen die Monatsmittel der mittleren Abgabe im Wochenschritt um bis zu 0,5 m³/s unter den Ergebnissen im Monatsschritt. Im Mai bis Juli sind die Ergebnisse im Monatsschritt um bis zu 0,5 m³/s höher als die Monatsmittel der Ergebnisse im Wochenschritt. Im Oktober bis Dezember beträgt die mittlere Abgabe weniger als

0,3 m³/s und die Ergebnisse im Monatsschritt unterscheiden sich nicht von den Monatsmitteln im Wochenschritt. Die maximale Abgabe aus den 100 Realisierungen liegt von Oktober bis Februar deutlich unter der Auslasskapazität von 7,0 m³/s. In diesen Monaten ist das Monatsmittel der im Wochenschritt simulierten maximalen Abgabe um bis zu 2,0 m³/s höher als das Ergebnis im Monatsschritt. In den Monaten März bis September sind die Unterschiede zwischen den Simulationsergebnissen im Monatsschritt und den Monatsmitteln der Ergebnisse im Wochenschritt minimal (unter 0,2 m³/s), im April bis August entspricht die maximale Abgabe in beiden Berechnungsvarianten der Auslasskapazität von 7,0 m³/s. Hinsichtlich des Speicherinhalts ist die innerjährliche Variabilität im Wochenschritt nicht deutlicher als bei Simulation im Monatsschritt. Von September bis April wird im Monatsschritt ein um bis zu 4,0 hm³ höherer und im Juni und Juli ein um bis zu 1,6 hm³ geringerer Speicherinhalt simuliert als im Wochenschritt.

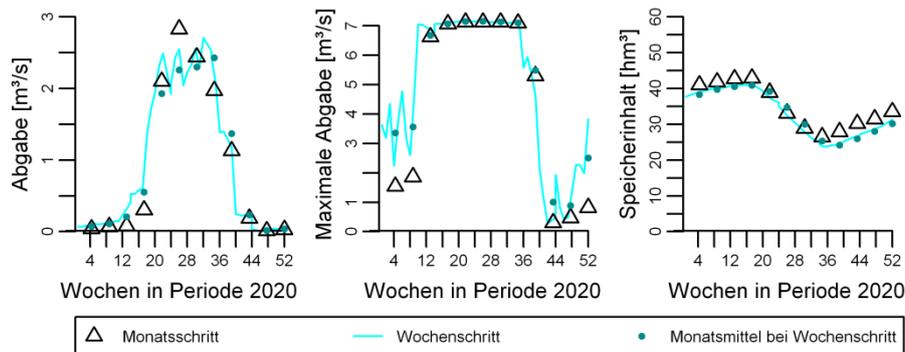


Abb. 7.3 Mittlere Abgabe (links), maximale Abgabe (Mitte) und Speicherinhalt (rechts) des Speichersystems Lohsa II im Monats- und Wochenzeitschritt in Periode 2020 (Grundlage: je 100 Realisierungen von S 2K Ländermodell EGMO)

Am Pegel Bautzen (Abb. 7.4) weist der bewirtschaftete Abflüsse im Wochenschritt eine höhere innerjährliche Dynamik auf als im Monatsschritt. Die Monatsmittel der Ergebnisse im Wochenschritt stimmen mit den Ergebnissen im Monatsschritt überein. An den Pegeln Cottbus und Große Tränke sind die Monatsmittel der Ergebnisse im Wochenschritt von November bis Februar um bis zu 0,5 m³/s geringer und im Juni und Juli um bis zu 1,0 m³/s höher als jene im Monatsschritt.

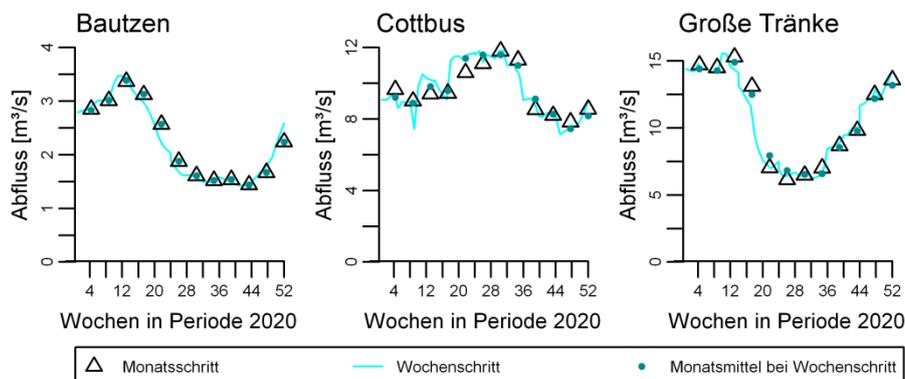


Abb. 7.4 Mittlerer Abfluss an den Pegeln Bautzen, Cottbus und Große Tränke im Monats- und Wochenzeitschritt in Periode 2020 (Grundlage: je 100 Realisierungen von S 2K Ländermodell EGMO)

7.2.2 Dynamischer Ansatz zur Simulation des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke

Die Folgen des dynamischen Ansatzes zur Simulation des Kühlwasserbedarfs werden auf Basis von S 2K Globalisierung SWIM in Abb. 7.5 für das Kraftwerk Jänschwalde („JW“ in Abb. 4.1) dargestellt. Gegenüber dem statischen Ansatz weist das Wochensoll als Grundlage für den dynamischen Ansatz bereits im Winter einen bis zu $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ geringeren und im Sommer einen bis zu $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ höheren Bedarf auf. Der mit dem dynamischen Ansatz bestimmte mittlere Bedarf ist im Winter um bis zu $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ geringer und im Sommer um bis zu $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ höher als der statische Wert. Die 100 Realisierungen schwanken bei den Wochenwerten um ca. $\pm 0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ um den Mittelwert. Die Unterschiede des Kühlwasserbedarfs in den STAR-Szenarien (nicht dargestellt) sind deutlich geringer als die zwischen den Realisierungen eines Szenarios. Der mittlere jährliche Kühlwasserbedarf im dynamischen Ansatz entspricht dem Wert des statischen Ansatzes.

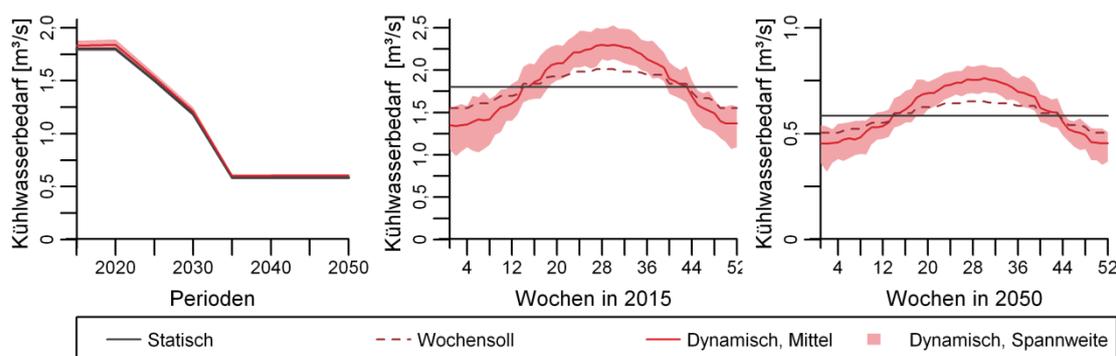


Abb. 7.5 Kühlwasserbedarf des Kraftwerks Jänschwalde
Periodenmittel (links), Wochenwerte für die Perioden 2015 (Mitte) und 2050 (rechts)
(Grundlage: je 100 Realisierungen für S 2K Globalisierung SWIM mit statischem und dynamischem Ansatz zur Bestimmung des Kühlwasserbedarfs)

Die Auswirkungen der Simulation eines im Winter verringerten und im Sommer erhöhten Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke werden in Abb. 7.6 anhand des Speicherinhalts der Talsperre Bautzen („B“ in Abb. 4.1, flussaufwärts der Kraftwerke im Untersuchungsgebiet) und des Abflusses am Pegel Leibsch (Nr. 8 in Abb. 4.1, flussabwärts der Kraftwerke) verdeutlicht.

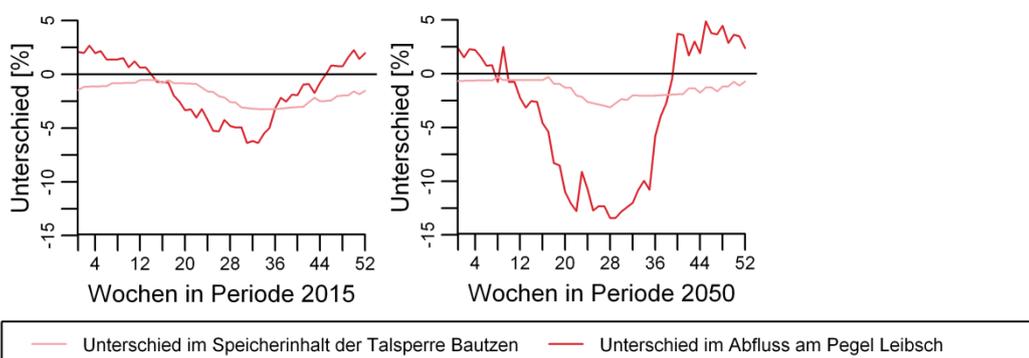


Abb. 7.6 Prozentuale Unterschiede im Speicherinhalt der Talsperre Bautzen und im Abfluss am Pegel Leibsch bei Simulation des Kühlwasserbedarfs mit statischem und dynamischem Ansatz
(Wochenmittel für S 2K Globalisierung SWIM in den Perioden 2015 (links) und 2050 (rechts))

Der Speicherinhalt der Talsperre Bautzen ist in den Perioden 2015 und 2050 bei Simulation mit dynamischem Ansatz geringer als beim statischen Ansatz. Die Unterschiede sind im Frühjahr geringer als im Sommer.

Am Pegel Leibsch sind die Abflüsse im Winter um bis zu 5 % erhöht und im Sommer verringert (bis zu 7 % in Periode 2015 und über 12 % in Periode 2050). Wegen der deutlichen Unterschiede wurde

in den Szenarien Differenzierung und Globalisierung der Kühlwasserbedarf der Kraftwerke im Weiteren dynamisch bestimmt. Im Szenario Ländermodell erfolgte dies nicht, da hierfür die entsprechenden Daten nicht vorlagen.

7.2.3 Auswirkungen der Klima- und Bergbauszenarien

Am **Pegel Lauchhammer** (Schwarze Elster, Nr. 2 in Abb. 4.1) ergeben sich für alle Klima- und Bergbauszenarien in ihrem jeweiligen Verlauf bis Periode 2035 zunehmende bewirtschaftete Abflüsse (Abb. 7.7). In S 0K steigen sie danach weiter an, in S 2K und S 3K sinken sie, bleiben aber über dem Niveau von Periode 2015. Bei gleichem Klimaszenario sind die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Bergbauszenarien gering (unter 10 %). Gegenüber den Simulationsergebnissen von S 0K in Periode 2015 ergeben sich in Periode 2050 folgende Änderungen der mittleren Abflüsse:

- S 0K SWIM: Zunahme um 100 %,
- S 0K EGMO: Zunahme um 70 %,
- S 2K SWIM: Zunahme um 30 %,
- S 2K EGMO: Abnahme um 10 %,
- S 3K SWIM: Zunahme um 10 %.

Bei gleichem Bergbauszenario gilt daher in Periode 2050 für den bewirtschafteten Abfluss Q im Mittel:

$$Q(S\ 0K\ SWIM) > Q(S\ 0K\ EGMO) > Q(S\ 2K\ SWIM) > Q(S\ 3K\ SWIM) > Q(S\ 2K\ EGMO).$$

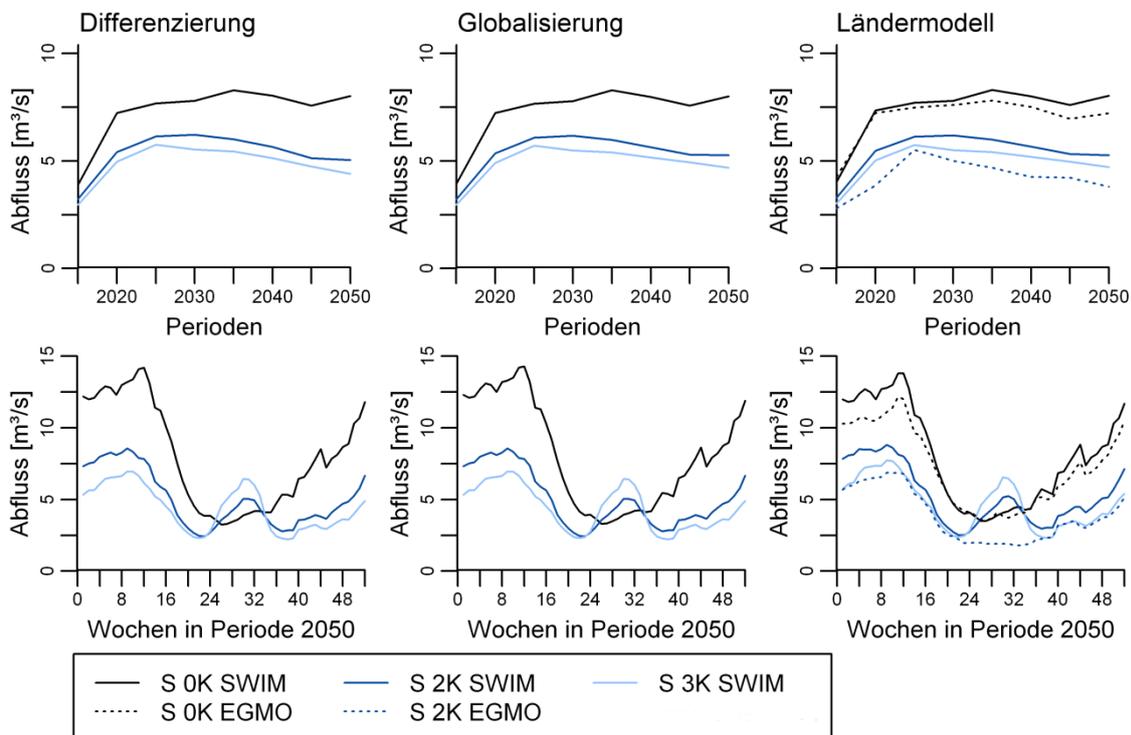


Abb. 7.7 Bewirtschafteter Abfluss der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

Generell werden höhere Winter- als Sommerabflüsse simuliert. Im Winter liegen die Abflüsse in S 0K über denen der anderen STAR-Szenarien. Im Sommer werden für S 2K SWIM um bis zu 1 m³/s und für S 3K SWIM um bis zu 2,5 m³/s höhere Abflüsse simuliert als für S 0K SWIM. Dies ist bei EGMO nicht der Fall, hier liegt für S 2K der Abfluss im Sommer nahezu konstant bei 1,9 m³/s. Bei gleichem Klimaszenario sind die Winterabflüsse von EGMO um bis zu 2,5 m³/s niedriger als die von SWIM.

Die je 100 Realisierungen zeigen hohe Unsicherheiten des mittleren jährlichen bewirtschafteten Abflusses, welche in Abb. 7.8 anhand der Überschreitungsdauerlinien für Periode 2050 dargestellt sind. Beispielsweise ergeben sich für S 2K und SWIM zwischen dem 75 %- und dem 25 %-Perzentil der Überschreitung Werte zwischen 2,0 m³/s und 6,5 m³/s. Die Mittelwerte liegen mit je 30 % bis 40 % Überschreitungswahrscheinlichkeit um ca. 1,0 bis 2,0 m³/s über den Medianen. Der Abfluss von 5 m³/s (\approx mittlerer Abfluss in S 2K SWIM) weist folgende Überschreitungswahrscheinlichkeiten auf:

- S 0K SWIM: 59 %,
- S 0K EGMO: 57 %,
- S 2K SWIM: 37 %,
- S 2K EGMO: 24 %,
- S 3K SWIM: 30 %.

Mittlere Jahresabflüsse unter 5,0 m³/s werden in S 0K SWIM um bis zu 8 % häufiger überschritten als in S 0K EGMO. Im Bereich zwischen 5,0 m³/s und 6,5 m³/s ist die Überschreitung bei S 0K EGMO bis zu 3 % höher als bei S 0K SWIM, über 6,5 m³/s ist die Überschreitungswahrscheinlichkeit bei gleichem Abfluss bei S 0K SWIM bis zu 3 % höher als bei S 0K EGMO. Bis zu einem Abfluss von 2,5 m³/s verlaufen die Überschreitungsdauerlinien von S 2K SWIM und S 3K SWIM deckungsgleich, bei höheren Abflüssen ist die Überschreitung bei S 2K SWIM höher als bei S 3K SWIM.

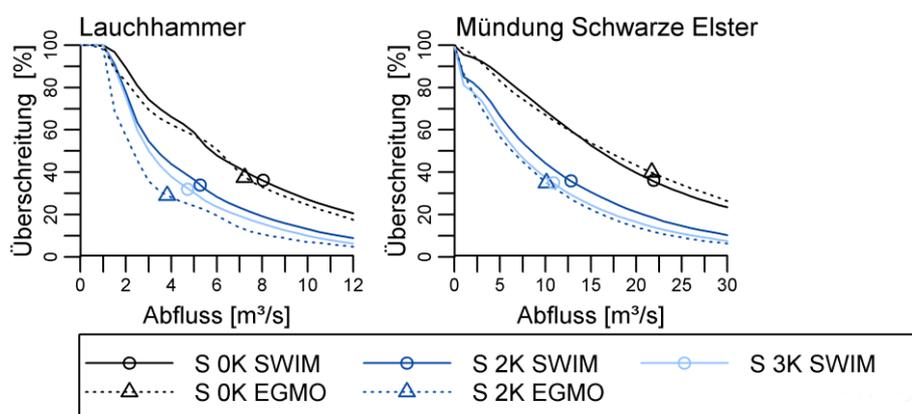


Abb. 7.8 Überschreitungsdauerlinien des mittleren bewirtschafteten Abflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer und an der Mündung in Periode 2050 (Basierend auf je 100 Realisierungen im Szenario Ländermodell, Mittelwerte als Symbole)

An der **Mündung der Schwarzen Elster** steigen die mittleren Abflüsse jeweils bis Periode 2030 leicht an, für S 2K und S 3K wird danach eine Abnahme deutlich (Anlage D, Abb. D4). Bei gleichem Klimaszenario unterscheiden sich die Simulationsergebnisse der Bergbauszenarien um weniger als 3 %. In Periode 2050 ergeben sich verglichen mit den Ergebnissen von S 0K in Periode 2015 folgende Änderungen:

- S 0K SWIM: Zunahme um 20 %,
- S 0K EGMO: Zunahme um 10 %,
- S 2K SWIM: Abnahme um 30 %,
- S 2K EGMO: Abnahme um 50 %,
- S 3K SWIM: Abnahme um 40 %.

Analog zu den Ergebnissen am Pegel Lauchhammer gilt in Periode 2050:

$$Q(S\ 0K\ SWIM) \approx Q(S\ 0K\ EGMO) > Q(S\ 2K\ SWIM) > Q(S\ 3K\ SWIM) > Q(S\ 2K\ EGMO).$$

Die Winterabflüsse sind höher als die Sommerabflüsse. Bei gleichem hydrologischen Modell werden in allen Wochen für S 0K die höchsten und für S 3K die geringsten Abflüsse simuliert. Die

Winterabflüsse zwischen SWIM und EGMO unterscheiden sich in S 0K um bis zu 2,5 m³/s, in S 2K um bis zu 5,0 m³/s. Im Sommer sind die Abflüsse beider hydrologischer Modelle in S 2K vergleichbar. Die je 100 betrachteten Realisierungen der Klimagrößen und des natürlichen Abflusses liefern hohe Bandbreiten des Jahresmittels des bewirtschafteten Abflusses, z. B. für S 2K SWIM ergeben sich im Bereich zwischen dem 75 %- und dem 25 %-Perzentil der Überschreitung Werte zwischen 4,0 m³/s und 18,0 m³/s (Abb. 7.8). Die Mittelwerte liegen mit 30 % bis 40 % Überschreitungswahrscheinlichkeit um bis zu 7,0 m³/s über den Medianen. So ist ein bewirtschafteter Abfluss von 13,0 m³/s (Jahresmittel in S 2K SWIM) mit folgenden Überschreitungswahrscheinlichkeiten versehen:

- S 0K SWIM: 59 %,
- S 0K EGMO: 59 %,
- S 2K SWIM: 35 %,
- S 2K EGMO: 27 %,
- S 3K SWIM: 29 %.

Bis zu einem Abfluss von 13,0 m³/s ist die Überschreitungswahrscheinlichkeit in S 0K SWIM um bis zu 3 % höher als in S 0K EGMO, bei höheren Abflüssen ist sie in S 0K EGMO dann leicht höher.

Am **Pegel Cottbus** (Spree, Nr. 7 in Abb. 4.1) nehmen im Szenario Differenzierung die mittleren bewirtschafteten Abflüsse ab Periode 2020 generell ab (Abb. 7.9). Im Szenario Globalisierung nehmen sie zunächst bis 2020 zu und bleiben in S 0K danach auf etwa konstantem Niveau. In den anderen Klimaszenarien sinken sie. Im Szenario Ländermodell nehmen die Abflüsse nach Periode 2020 leicht ab, und steigen ab Periode 2030 wieder leicht an. Dies ist im Verlauf der Simulationsergebnisse von S 0K SWIM besonders deutlich (Periode 2020 bis Periode 2030 Rückgang um 1,0 m³/s, Periode 2030 bis Periode 2040 Zunahme um 1,7 m³/s). Die Unterschiede zwischen den Bergbauszenarien sind in Periode 2050 mit 2,4 m³/s Unterschied zwischen den Jahresmitteln in Globalisierung und Differenzierung für S 0K SWIM am höchsten. Gegenüber S 0K in Periode 2015 ergeben sich in Periode 2050 folgende Änderungen:

- S 0K SWIM: Zunahme um 10 % (Differenzierung) bis 30 % (Globalisierung),
- S 0K EGMO: Zunahme um 5 % (Ländermodell),
- S 2K SWIM: Abnahme um 10 % (Globalisierung) bis 30 % (Differenzierung),
- S 2K EGMO: Abnahme um 40 % (Ländermodell),
- S 3K SWIM: Abnahme um 20 % (Globalisierung) bis 40 % (Differenzierung).

In Periode 2050 gilt bei gleichem Szenario der Braunkohleförderung und -verstromung:

$$Q(S\ 0K\ SWIM) \approx Q(S\ 0K\ EGMO) \gg Q(S\ 2K\ SWIM) > Q(S\ 3K\ SWIM) > Q(S\ 2K\ EGMO).$$

Bei gleichem Klimaszenario ist die Reihenfolge:

$$Q(\text{Globalisierung SWIM}) > Q(\text{Ländermodell SWIM}) > Q(\text{Differenzierung SWIM}) > Q(\text{Ländermodell EGMO}).$$

Im Klimaszenario S 0K ist in Periode 2050 noch ein Jahrgang (höhere Abflüsse im Winter, geringere im Sommer) erkennbar, dieser ist in S 2K und S 3K vergleichmäßigt. So sind in S 2K EGMO die mittleren Abflüsse in Periode 2050 im Sommer teilweise höher als im Winter.

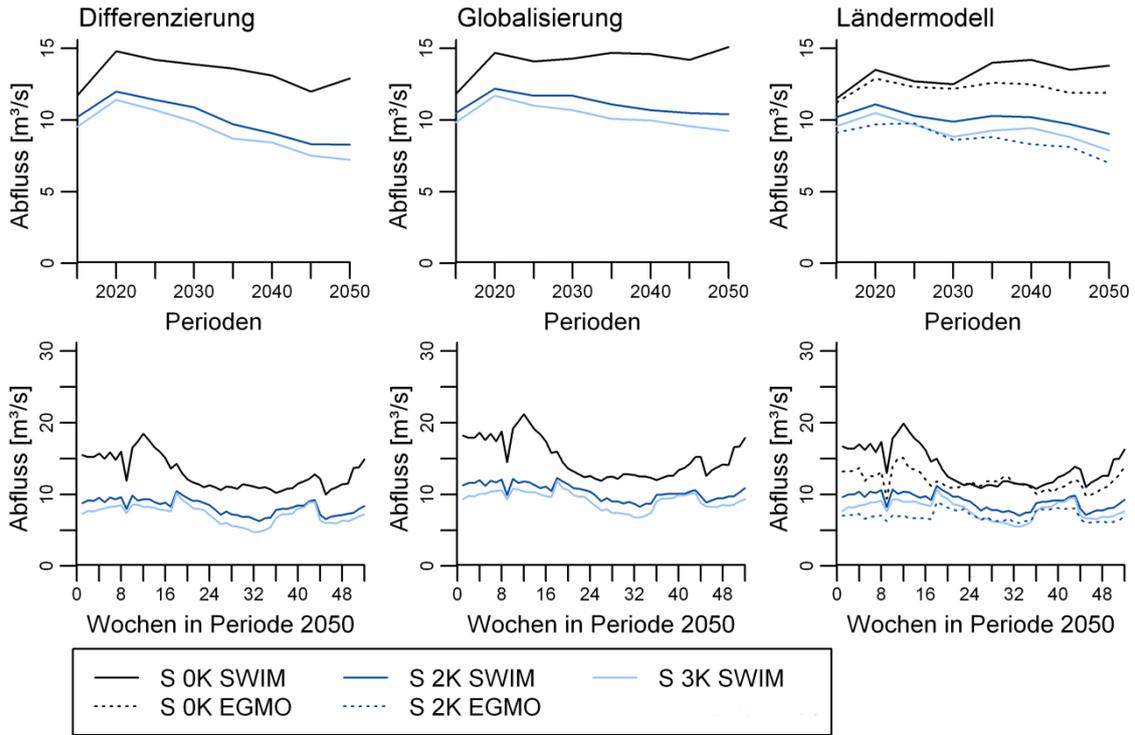


Abb. 7.9 Bewirtschafteter Abfluss der Spree am Pegel Cottbus (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

Neben den Unterschieden zwischen den Simulationsergebnissen auf Grundlage verschiedener Klima- und Bergbauszenarien sowie hydrologischer Modelle sind mit den je 100 Realisierungen hohe Bandbreiten verbunden. In S 2K Ländermodell SWIM umspannt der Interquartilsabstand zwischen einer Überschreitungswahrscheinlichkeit von 75 % und 25 % Abflüsse im Bereich zwischen 6,0 m³/s und 11,0 m³/s im Periodenmittel (Abb. 7.10). Die Mittelwerte aus je 100 Realisierungen weisen Überschreitungswahrscheinlichkeiten zwischen 33 % und 43 % auf und liegen damit um bis zu 3,0 m³/s über den Medianen.

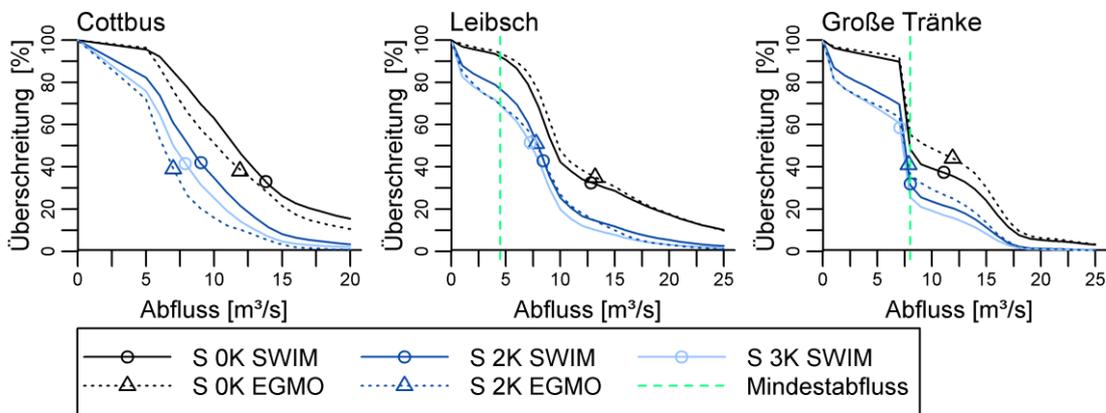


Abb. 7.10 Überschreitungsdauerlinien der Jahresmittel der bewirtschafteten Abflüsse der Spree an den Pegeln Cottbus, Leibsch und Große Tränke in Periode 2050 (Basierend auf je 100 Realisierungen im Szenario Ländermodell, Mittelwerte als Symbole)

Der Abfluss von 9,0 m³/s (ca. mittlerer Abfluss bei S 2K Ländermodell SWIM) weist folgende Überschreitungswahrscheinlichkeiten auf:

- S 0K SWIM: 70 %,
- S 0K EGMO: 58 %,

- S 2K SWIM: 42 %,
- S 2K EGMO: 20 %,
- S 3K SWIM: 32 %.

Die Überschreitungsdauerlinien von S 0K SWIM und S 0K EGMO sind für Abflüsse unter 6,0 m³/s fast deckungsgleich, die Überschreitungswahrscheinlichkeit bei höheren Abflüssen ist bei S 0K SWIM um bis zu 10 % höher als bei S 0K EGMO.

Am **Pegel Leibsch** (Spree, Nr. 8 in Abb. 4.1) liegt in S 0K Differenzierung der höchste mittlere Abfluss in Periode 2035 (Anlage D, Abb. D 5). In S 2K und S 3K nehmen die Abflüsse bis Periode 2050 fast stetig ab (mit einer Erhöhung zwischen Periode 2025 und 2030 um 0,5 m³/s). Im Szenario Globalisierung sinken die Abflüsse bis 2025 und nehmen bis 2030 wieder zu, in S 0K steigen sie dann weiter an und in S 2K und S 3K sinken sie leicht. Im Szenario Ländermodell bleiben die Abflüsse in S 0K auf dem gleichem Niveau und sinken in S 2K und S 3K stetig. Bei gleichem Klimaszenario bestehen Unterschiede zwischen den Bergbauszenarien von bis zu 2,0 m³/s (Periode 2025). Die Änderungen der Simulationsergebnisse in Periode 2050 gegenüber S 0K in Periode 2015 betragen im Jahresmittel:

- S 0K SWIM: Zunahme um 10 % (Globalisierung), ansonsten keine Änderung,
- S 0K EGMO: Abnahme um 5 % (Ländermodell),
- S 2K SWIM: Abnahme um 25 % (Globalisierung) bis 35 % (Differenzierung, Ländermodell),
- S 2K EGMO: Abnahme um 45 % (Ländermodell),
- S 3K SWIM: Abnahme um 35 % (Globalisierung) bis 45 % (Differenzierung, Ländermodell).

Bei gleichem Bergbauszenario gilt in Periode 2050:

$$Q(S\ 0K\ EGMO) > Q(S\ 0K\ SWIM) \gg Q(S\ 2K\ SWIM) > Q(S\ 2K\ EGMO) > Q(S\ 3K\ SWIM).$$

Bei gleichem Klimaszenario sind in Periode 2050 die mittleren Abflüsse für Globalisierung um bis zu 0,7 m³/s höher als für Ländermodell und diese wiederum um bis zu 0,8 m³/s höher als für Differenzierung. Die bewirtschafteten Abflüsse sind generell im Winter höher als im Sommer.

Der Mindestabfluss von 4,5 m³/s wird in den Szenarien S 2K und S 3K im Sommer z. T. unterschritten.

Bei Betrachtung aller Realisierungen der Szenarien (Abb. 7.11) zeigt sich bereits in S 0K eine Wahrscheinlichkeit der Einhaltung des Mindestabflusses von weniger als 100 %. In S 2K und S 3K liegt sie in Periode 2050 bezogen auf das Gesamtjahr zwischen 60 % und 80 %. In den Sommerwochen in Periode 2050 kann der Mindestabfluss in S 2K und S 3K zu weniger als 50 % eingehalten werden. Dann gilt für die Wahrscheinlichkeit der Einhaltung des Mindestabflusses p_E :

$$p_E(S\ 0K\ EGMO) \approx p_E(S\ 0K\ SWIM) \gg p_E(S\ 2K\ SWIM) > p_E(S\ 2K\ EGMO) \approx p_E(S\ 3K\ SWIM).$$

Im Interquartilsabstand zwischen einer Überschreitungswahrscheinlichkeit von 75 % und 25 % treten z. B. in S 2K Ländermodell SWIM Abflüsse im Bereich von 5,0 m³/s bis 10,0 m³/s auf (Abb. 7.10). Die Mittelwerte aus je 100 Realisierungen haben in S 0K Überschreitungswahrscheinlichkeiten von ca. 35 % und liegen damit bis zu 4,0 m³/s über den Medianen. In S 2K SWIM weist der Mittelwert eine Überschreitungswahrscheinlichkeit von 43 % auf und liegt um 0,4 m³/s über dem Median. Bei S 2K EGMO und S 3K SWIM entsprechen die Mittelwerte ca. dem Median. Bis zu einem Abfluss von 20,0 m³/s ist die Überschreitungswahrscheinlichkeit bei S 0K EGMO um bis zu 8 % höher als bei S 0K SWIM, bei höheren Abflüssen sind die Überschreitungsdauerlinien fast deckungsgleich. Bei niedrigen Abflüssen bis 5,0 m³/s sowie höheren Abflüssen ab 17,0 m³/s sind die Überschreitungs-

wahrscheinlichkeiten von S 2K EGMO mit denen von S 3K SWIM vergleichbar, im Bereich mittlerer Abflüsse entsprechen sie denen von S 2K SWIM.

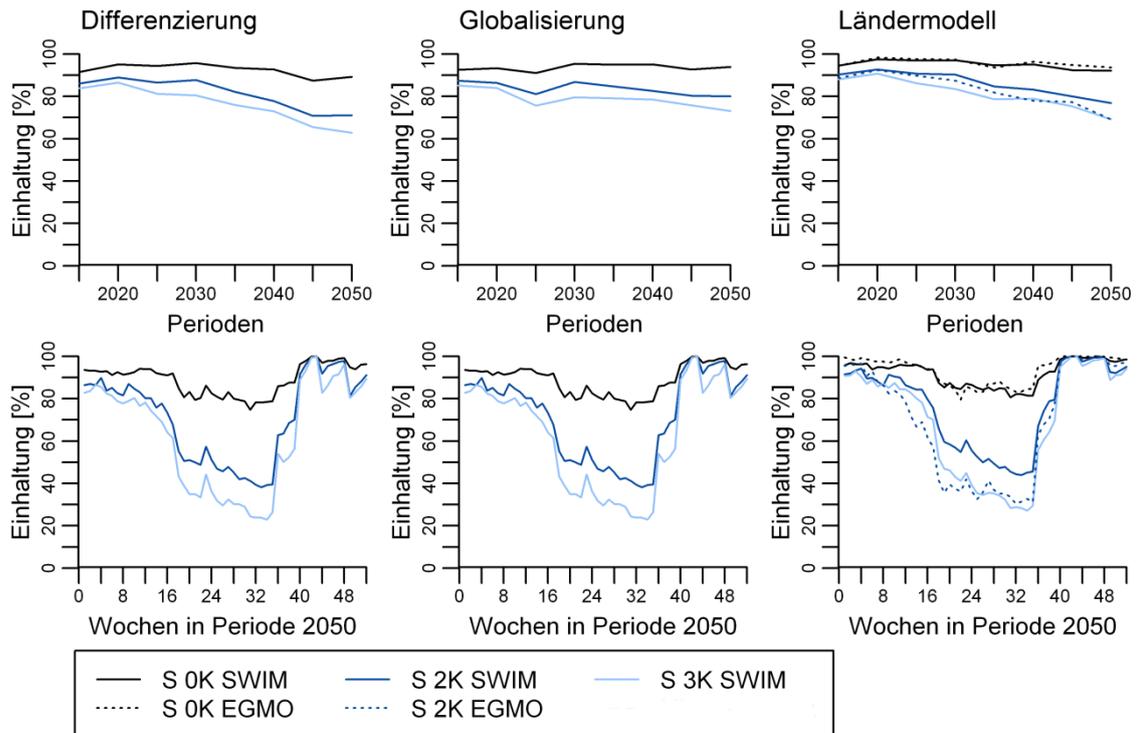


Abb. 7.11 Prozentuale Einhaltung des Mindestabflusses von $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Leibsch (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

Am **Pegel Große Tränke** (Spree, Nr. 9 in Abb. 4.1) bleibt der bewirtschaftete Abfluss in S 0K bis Periode 2050 auf ungefähr konstantem Niveau, in S 2K und S 3K nimmt er vor allem ab Periode 2030 ab (Anlage D, Abb. D 6). Im Szenario Differenzierung sind die Abflüsse bis zu $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ geringer als im Szenario Ländermodell und diese wiederum um bis zu $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ geringer als im Szenario Globalisierung. Im Vergleich zu den mittleren Abflüssen bei S 0K in Periode 2015 ergeben sich folgende Änderungen:

- S 0K SWIM: Zunahme bis 5 % (Globalisierung), ansonsten keine Änderung,
- S 0K EGMO: Abnahme um 5 %,
- S 2K SWIM: Abnahme um 20 % (Globalisierung) bis 30 % (Differenzierung, Ländermodell),
- S 2K EGMO: Abnahme um 40 %,
- S 3K SWIM: Abnahme um 30 % (Globalisierung) bis 40 % (Differenzierung, Ländermodell).

In Periode 2050 ergibt sich bei gleichem Bergbauszenario:

$$Q(\text{S 0K EGMO}) > Q(\text{S 0K SWIM}) > Q(\text{S 2K SWIM}) \approx Q(\text{S 2K EGMO}) > Q(\text{S 3K SWIM}).$$

Bei gleichem Klimaszenario liegen die Abflüsse im Szenario Globalisierung in Periode 2050 um bis zu $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ über denen im Szenario Ländermodell und diese wiederum um ca. $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ über den Simulationsergebnissen im Szenario Differenzierung.

Die Abflüsse sind generell im Winter höher als im Sommer. Der Mindestabfluss von $8,0 \text{ m}^3/\text{s}$ wird in S 2K und S 3K bereits im Jahresmittel unterschritten, in den Sommerwochen wird er im Mittel der Realisierungen auch von S 0K nicht erreicht. In S 3K und SWIM sowie S 2K und EGMO beträgt der mittlere Abfluss in den Sommerwochen weniger als die Hälfte des Mindestabflusses. Bei Betrachtung von je 100 Realisierungen kann der Mindestabfluss bereits in Periode 2015 bei S 0K nur zu 90 %

erfüllt werden (Anlage D, Abb. D 7). In S 2K und S 3K nimmt die Wahrscheinlichkeit bis Periode 2050 ab. Die Unterschiede zwischen den Szenarien zur Braunkohleförderung und –verstromung betragen dabei bis zu 11 Prozentpunkte (S 3K in Periode 2045). In Periode 2050 gilt dann:

$$p_E(S\ 0K\ EGMO) \approx p_E(S\ 0K\ SWIM) > p_E(S\ 2K\ SWIM) > p_E(S\ 2K\ EGMO) \approx p_E(S\ 3K\ SWIM).$$

In den Sommerwochen der Periode 2050 wird der Mindestabfluss in S 2K SWIM zu weniger als 50 % und in S 2K EGMO sowie S 3K SWIM zu weniger als 30 % eingehalten. Die Wahrscheinlichkeit der Einhaltung des Mindestabflusses für S 2K EGMO ist im Frühjahr geringer und im Herbst und Winter höher als für S 3K SWIM.

Die Überschreitungsdauerlinien der Periodenmittel der Abflüsse in Periode 2050 für das Szenario Ländermodell sind in Abb. 7.10 dargestellt. Im Vergleich zu den Pegeln Cottbus und Leibsch sind die Bandbreiten der Abflüsse relativ gering (z. B. bei S 2K SWIM im Bereich zwischen 75 % und 25 % Überschreitungswahrscheinlichkeit Abflüsse von 6,0 m³/s bis 9,0 m³/s). Die Mittelwerte der Abflüsse weisen Überschreitungswahrscheinlichkeiten zwischen 32 % (S 2K SWIM) und 59 % (S 3K SWIM) auf. Die Mediane sind 0,5 m³/s größer (S 2K, S 3K) bis 3 m³/s geringer als die Mittelwerte (S 0K). Unter 5,0 m³/s weist S 2K EGMO vergleichbare Überschreitungswahrscheinlichkeiten wie S 3K SWIM auf, bei Abflüssen über 8,0 m³/s sind sie höher als bei S 2K SWIM.

Der **Speicher Knappenrode** (im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster, „K“ in Abb. 4.1) ist in S 0K in Periode 2015 im Mittel nur zu 70 % gefüllt (Abb. 7.12). Bei S 2K und S 3K nimmt der Speicherinhalt bis Periode 2050 ab. Die Unterschiede aufgrund der Szenarien zu Braunkohleförderung und –verstromung liegen unter 1 %. Gegenüber S 0K in Periode 2050 ergeben sich folgende Änderungen:

- S 0K SWIM: Abnahme um 5 %,
- S 0K EGMO: Abnahme um 5 %,
- S 2K SWIM: Abnahme um 30 %,
- S 2K EGMO: Abnahme um 50 %,
- S 3K SWIM: Abnahme um 40 %.

In Periode 2050 gilt dann in allen Wochen für den mittleren Speicherinhalt SI der Realisierungen:

$$SI(S\ 0K\ SWIM) \approx SI(S\ 0K\ EGMO) > SI(S\ 2K\ SWIM) > SI(S\ 3K\ SWIM) > SI(S\ 2K\ EGMO).$$

Der höchste Speicherinhalt ergibt sich Anfang Mai (Woche 18) und Anfang November (Woche 43).

Die Überschreitungsdauerlinien des mittleren Speicherinhalts in Periode 2050 im Bergbauszenario Ländermodell sind zur Verdeutlichung der Unsicherheiten in Abb. 7.13 dargestellt. Die Bandbreiten des relativen Speicherinhalts zwischen 75 % und 25 % Überschreitungswahrscheinlichkeit betragen z. B. bei S 2K SWIM zwischen 25 % und 75 % relativer Speicherinhalt (0,9 bis 2,6 hm³). Die Mittelwerte werden zu 46 % (S 2K EGMO und S 3K SWIM) bis 63 % (S 0K) überschritten, die Unterschiede zwischen Mittelwerten und Medianen betragen bis zu 0,4 hm³. Der Speicherinhalt von 48 % (1,68 hm³, Mittelwert bei S 2K SWIM) weist folgende Überschreitungswahrscheinlichkeiten auf:

- S 0K SWIM: 80 %,
- S 0K EGMO: 75 %,
- S 2K SWIM: 52 %,
- S 2K EGMO: 30 %,
- S 3K SWIM: 40%.

Im Periodenmittel wird eine vollständige Füllung des Speichers in S 0K in ca. 15 % der Realisierungen, in S 2K und S 3K in weniger als 5 % der Realisierungen erreicht.

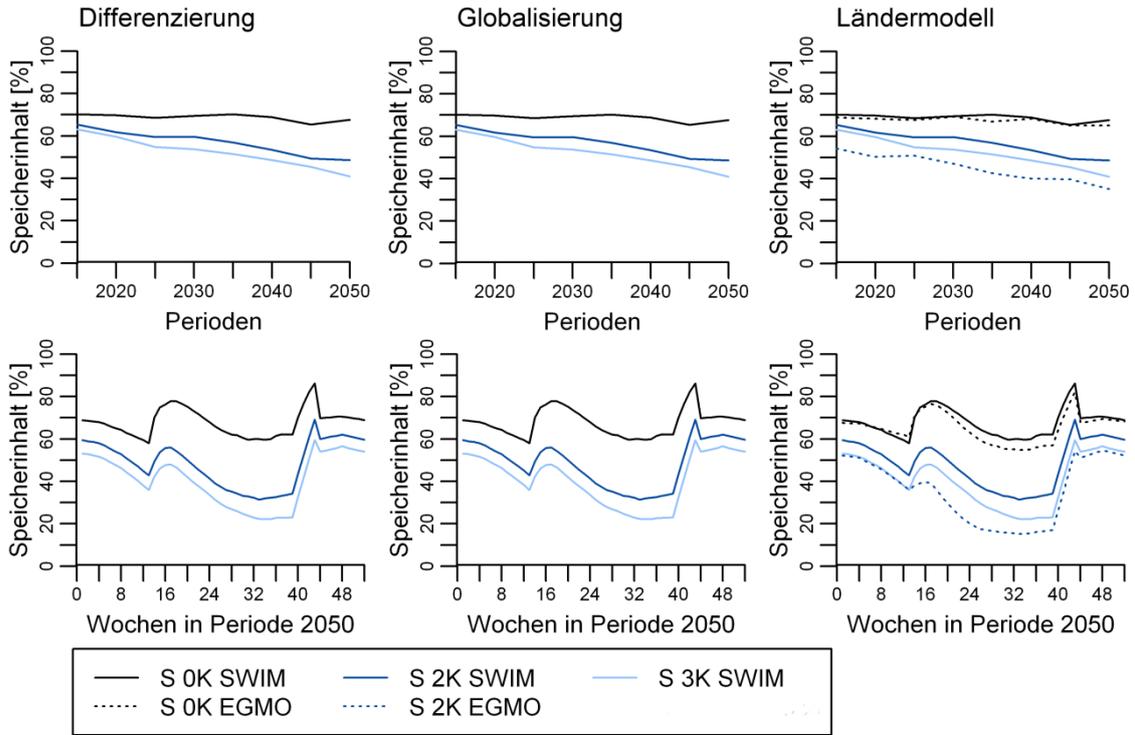


Abb. 7.12 Inhalt des Speichers Knappenrode bezogen auf die Kapazität von 3,5 hm³ (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

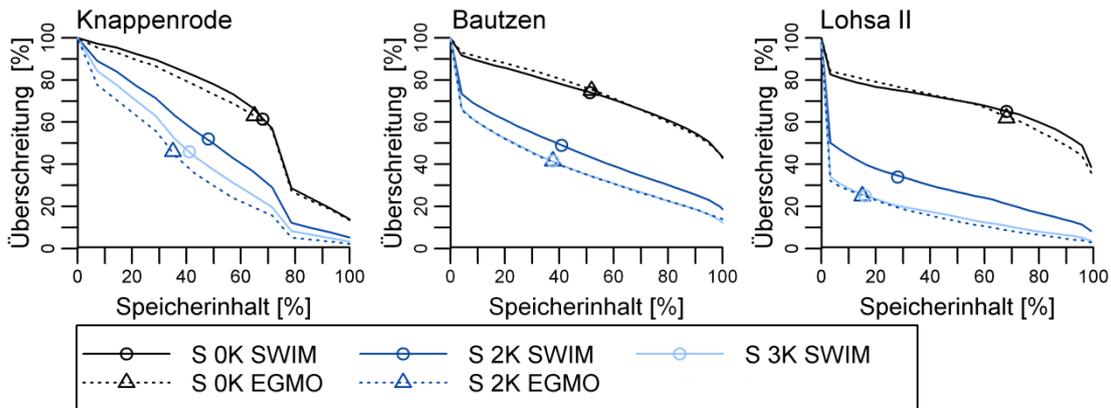


Abb. 7.13 Überschreitungsdauerlinien des Speicherinhalts der Speicher Knappenrode, Bautzen und Lohsa II in Periode 2050 (Basierend auf je 100 Realisierungen im Szenario Ländermodell, Mittelwerte als Symbole)

Die **Talsperre Bautzen** (Spree, Nr. 4 in Abb. 4.1) ist in S 0K in Periode 2015 im Mittel zu 75 % gefüllt (Anlage D, Abb. D 8). Die mittleren Änderungen bis Periode 2050 sind bezogen auf die Simulationsergebnisse in S 0K in Periode 2015:

- S 0K SWIM: keine Änderung,
- S 0K EGMO: keine Änderung,
- S 2K SWIM: Abnahme um 20 %,
- S 2K EGMO: Abnahme um 30 %,
- S 3K SWIM: Abnahme um 25 %.

Die mit den Bergbauszenarien verbundenen Unterschiede der Simulationsergebnisse liegen unter 1 %. In Periode 2050 gilt dann in allen Wochen:

$$SI(S\ 0K\ SWIM) \approx SI(S\ 0K\ EGMO) > SI(S\ 2K\ SWIM) > SI(S\ 3K\ SWIM) \approx SI(S\ 2K\ EGMO).$$

Im Mittel der Periode 2050 ergibt sich der größte Speicherinhalt (über 95 % S 0K) für Anfang April, der geringste für Anfang September (ca. 50 % in S 0K, unter 20 % in S 2K SWIM, S 2K EGMO und S 3K SWIM).

Die Überschreitungsdauerlinien des Speicherinhalts in Periode 2050 im Szenario Ländermodell in Periode 2050 sind in Abb. 7.13 dargestellt. Im Interquartilsbereich zwischen 75 % und 25 % Überschreitungswahrscheinlichkeit ergeben sich z. B. bei S 2K und SWIM relative Speicherinhalte zwischen 1 % und 90 % (4,0 bis 22,0 hm³). Die Mittelwerte werden zu 41 % (S 2K EGMO und S 3K SWIM) bis 75 % (S 0K) überschritten. Die Unterschiede zwischen Mittelwerten und Medianen betragen bis zu 5,0 hm³. Der Speicherinhalt von 49 % (12,0 hm³, Mittelwert bei S 2K SWIM) weist folgende Überschreitungswahrscheinlichkeiten auf:

- S 0K SWIM: 75 %,
- S 0K EGMO: 76 %,
- S 2K SWIM: 44 %,
- S 2K EGMO: 35 %,
- S 3K SWIM: 35 %.

Eine vollständige Füllung des Speichers wird in S 0K von über 40 % der Realisierungen erreicht, in S 2K und S 3K von 12 % bis 20 % der Realisierungen.

Das **Speichersystem Lohsa II** (Einzugsgebiet der Spree, „L“ in Abb. 4.1) ist in Periode 2015 in S 0K im Mittel zu ca. 94 % (57,0 hm³) gefüllt (Anlage D, Abb. D 9), in S 2K und S 3K nur zu ca. 90 %. Außer in S 0K Globalisierung, wofür der mittlere Speicherinhalt zunächst bis Periode 2025 leicht abnimmt und dann wiederum leicht ansteigt, sinkt der Speicherinhalt bis Periode 2050 nahezu stetig. Die Änderungen des Speicherinhalts bis Periode 2050 sind bezogen auf die Simulationsergebnisse unter S 0K in Periode 2015:

- S 0K SWIM und EGMO: Abnahme um 25 % (Globalisierung) bis 35 % (Differenzierung),
- S 2K SWIM: Abnahme um 70 %,
- S 2K EGMO: Abnahme um 85 %,
- S 3K SWIM: Abnahme um 80 %.

Bei gleichem Klimaszenario unterscheidet sich der Speicherinhalt zwischen den Bergbauszenarien um bis zu 11 % (6,6 hm³). Dabei liegt der Speicherinhalt im Szenario Globalisierung in Periode 2025 deutlich unter den Werten im Szenario Ländermodell während sich für das Szenario Differenzierung vor allem in den Perioden 2045 und 2050 geringere Werte als für die anderen beiden Bergbauszenarien ergeben. Bei gleichem Bergbauszenario gilt in Periode 2050 in allen Wochen:

$$SI(S\ 0K\ SWIM) \approx SI(S\ 0K\ EGMO) >> SI(S\ 2K\ SWIM) > SI(S\ 3K\ SWIM) \approx SI(S\ 2\ K\ EGMO).$$

Hierbei ist der Speicherinhalt im September in S 0K EGMO geringer als in S 0K SWIM und in S 2K EGMO geringer als in S 3K SWIM.

Auf Grundlage von jeweils 100 Realisierungen ergeben sich hohe Bandbreiten des Speicherinhalts in Periode 2050 (Bsp. Ländermodell, Abb. 7.13). So liegen für S 2K SWIM Speicherinhalte unter 3 % (2,0 hm³) bis zu 56 % (34,0 hm³) im Interquartilsabstand zwischen 75 % und 25 % Überschreitungswahrscheinlichkeit. Die Mittelwerte weisen zwischen 25 % (S 2K EGMO und S 3K SWIM) und 65 % (S 0K) Überschreitungswahrscheinlichkeit auf und unterscheiden sich damit um bis zu 14,0 hm³ (22 % des relativen Speicherinhalts) von den Medianen.

Der Speicherinhalt von 28 % (17,0 hm³, Mittelwert in S 2K SWIM) hat in den Szenarien Überschreitungswahrscheinlichkeiten von:

- S 0K SWIM: 75 %,
- S 0K EGMO: 78 %,
- S 2K SWIM: 35 %,
- S 2K EGMO: 20 %,
- S 3K SWIM: 20 %.

Eine vollständige Füllung des Speichers wird in S 0K von ca. 35 % der Realisierungen erreicht, in S 2K und S 3K von weniger als 10 % der Realisierungen.

Die **Talsperre Spremberg** (Spree, „S“ in Abb. 4.1) ist in S 0K in Periode 2015 im Mittel zu ca. 65 % bis 75 % gefüllt (Anlage D, Abb. D 10). Während der mittlere Speicherinhalt in S 0K Globalisierung auf etwa gleichem Niveau bleibt, sinkt er in allen anderen Kombinationen. Die Ergebnisse der Bergbauszenarien unterscheiden sich bei gleichem Klimaszenario um bis zu 1,5 hm³, wobei der Speicherinhalt im Szenario Differenzierung am geringsten und bis Periode 2045 im Ländermodell am höchsten ist. Verglichen mit S 0K in Periode 2015 ergeben sich bis Periode 2050 folgende Änderungen des Speicherinhalts im Periodenmittel:

- S 0K SWIM: keine Änderung (Globalisierung), ansonsten Abnahme um 10 %,
- S 0K EGMO: Abnahme um 10 %,
- S 2K SWIM: Abnahme um 25% (Globalisierung) bis 35 % (Differenzierung),
- S 2K EGMO: Abnahme um 45 %,
- S 3K SWIM: Abnahme um 30 % (Globalisierung) bis 40 % (Differenzierung).

In Periode 2050 gilt dann bei gleichem Bergbauszenario:

$$SI(S\ 0K\ SWIM) \approx SI(S\ 0K\ EGMO) > SI(S\ 2K\ SWIM) > SI(S\ 3K\ SWIM) \approx SI(S\ 2K\ EGMO).$$

Im mittleren Jahresverlauf von Periode 2050 ist der Speicherinhalt im April und Mai (Wochen 15 bis 19) am höchsten (ca. 90 % in S 0K, 80 % in S 2K SWIM und S 3K SWIM und 60 % in S 2K EGMO). In S 0K wird die geringste Füllung Mitte September erreicht (Wochen 37 und 38 mit relativer Füllung von \approx 40 %), in S 2K und S 3K sinkt die Füllung weiter bis Anfang Oktober (Woche 41, relativer Speicherinhalt \approx 20 % in S 2K SWIM und 10 % in S 2K EGMO und S 3K SWIM).

Die Überschreitungsdauerlinien sind für den Speicherinhalt im Szenario Ländermodell für Periodenmittel der Periode 2050 in Abb. D 11 in Anlage D dargestellt. Die Bandbreiten aus je 100 Realisierungen sind sehr hoch, z. B. für S 2K SWIM ergeben sich im Bereich zwischen 75 % und 25 % Überschreitungswahrscheinlichkeit Werte zwischen 4,5 hm³ und 16,0 hm³ (22 % bis 77 % relativer Speicherinhalt). Die Mittelwerte weisen Überschreitungswahrscheinlichkeiten zwischen 43 % (S 2K EGMO) und 69 % (S 2K SWIM) auf und unterscheiden sich damit von den Medianen um bis zu 10 % der relativen Speicherfüllung (2,0 hm³). Die Talsperre Spremberg wäre in S 0K in Periode 2050 in weniger als 10 % der Realisierungen zu 100 % gefüllt.

Die Flutung des Tagebaus Cottbus Nord (Abb. 4.1) zum **Cottbuser Ostsee** beginnt in den Bergbauszenarien ab 2020. Auf Grundlage des Dargebots aus den Klima- und Bergbauszenarien sowie den hydrologischen Modellen werden für den Cottbuser Ostsee unterschiedliche Termine des Flutungsabschlusses ermittelt (erstmaliges Erreichen des maximalen Speicherinhalts in der jeweiligen Realisierung, Abb. 7.14). Die Termine umfassen eine Spannweite von sechzehn Jahren (2022 bis 2038). In S 0K liegt der früheste Termin aus 100 Realisierungen im Frühjahr 2022, der mittlere zwischen Herbst 2024 und Frühjahr 2025 und der späteste im Frühjahr 2031. In S 2K liegt der früheste Termin

zwischen 2023 und 2024, der mittlere zwischen Herbst 2026 und Herbst 2027 und der späteste zwischen Frühjahr 2033 und Frühjahr 2034. In S 3K wird die Flutung frühestens im Frühjahr 2023 abgeschlossen, im Mittel der Realisierungen in 2027 und spätestens im Frühjahr 2038.

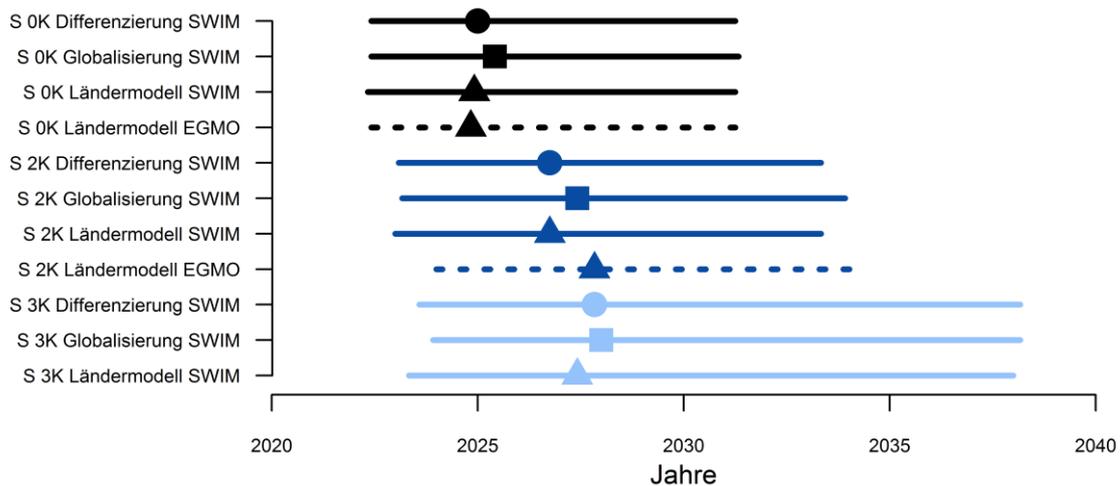


Abb. 7.14 Flutungsabschluss des Cottbuser Ostsees
(Mögliche Zeitspanne (Linien) sowie mittlerer Termin (Symbole) aus je 100 Realisierungen)

Dementsprechend steigt der Speicherinhalt ab 2020 zunächst bis zum Flutungsabschluss an. In Periode 2030 werden im Mittel der Realisierungen bis zu 80 % relativer Speicherinhalt (bezogen auf 28,2 hm³) erreicht (Anlage D, Abb. D 12). In S 0K bleibt der Speicherinhalt annähernd auf gleichem Niveau, in S 2K und S 3K nimmt er wieder ab. Die Unterschiede zwischen den Bergbauszenarien sind in Periode 2025 am größten, in der im Szenario Ländermodell ein um 3,7 hm³ (13 %) höherer Speicherinhalt als im Szenario Globalisierung simuliert wird. In Periode 2050 betragen die Unterschiede weniger als 1,0 hm³. In Periode 2050 ergeben sich folgende mittlere Speicherinhalte:

- S 0K SWIM: 72 % (20,0 hm³),
- S 0K EGMO: 64 %,
- S 2K SWIM: 37 % (Globalisierung und Ländermodell) bis 43 % (Differenzierung),
- S 2K EGMO: 20 %,
- S 3K SWIM: 26 % (Globalisierung und Ländermodell) bis 37 % (Differenzierung).

Die Überschreitungsdauerlinien für den relativen Speicherinhalt des Cottbuser Ostsees in Periode 2050 im Bergbauszenario Ländermodell sind in Abb. D 11 in Anlage D dargestellt. Hinsichtlich des Speicherinhalts ergeben sich basierend auf je 100 Realisierungen hohe Bandbreiten, z. B. liegen in S 2K SWIM im Bereich zwischen 75 % und 25 % der Überschreitungswahrscheinlichkeit Speicherinhalte unter 1,0 hm³ (unter 3 % relativer Speicherinhalt) bis über 22,0 hm³ (ca. 75 % relativer Speicherinhalt). Die Mittelwerte der je 100 Realisierungen werden zu 29 % (S 2K EGMO) bis 65 % (S 0K SWIM) überschritten und können damit um bis zu 7,0 hm³ (15 % des Speicherinhalts) unter oder über den Medianen liegen. Der mittlere relative Speicherinhalt in S 2K SWIM von 37 % (ca. 10 hm³) weist in Periode 2050 im Szenario Ländermodell folgende Überschreitungswahrscheinlichkeiten auf:

- S 0K SWIM: 78 %,
- S 0K EGMO: 72 %,
- S 2K SWIM: 43 %,
- S 2K EGMO: 22 %,
- S 3K SWIM: 31 %.

Die Wahrscheinlichkeit dafür, dass der Cottbuser Ostsee im Mittel in Periode 2050 voll gefüllt ist, beträgt in S 0K ca. 40 % und in S 2K und S 3K unter 20 %.

Für die Flutung **weiterer Tagebauseen** zeigen sich nur geringe Unterschiede aufgrund der Klima- und Bergbauszenarien bzw. hydrologischen Modelle (Mittelwerte des Flutungsabschlusses in Anlage D, Tab. D 3). Bei den meisten Seen ist die Flutung in S 0K im Mittel um weniger als zwei Jahre früher abgeschlossen als in S 3K. Die größten Unterschiede zeigen sich beim Klinger See mit um vierzehn Jahre späterer Flutung bei S 3K SWIM als bei S 0K EGMO.

Im Szenario Differenzierung beginnt die Flutung der Tagebaue **Nochten und Welzow Süd** (im Einzugsgebiet der Spree, Abb. 4.1) im Szenariozeitraum. Der Inhalt dieser zukünftigen Tagebauseen nimmt in allen Klimaszenarien nach dem Flutungsbeginn stetig zu (Anlage D, Abb. D 13). Im Mittel beträgt der Inhalt in Nochten in Periode 2050 bei S 0K ca. 530,0 hm³ und bei S 2K und S 3K ca. 470,0 hm³. Die Maxima der je 100 Realisierungen liegen bis zu 180,0 hm³ über den Mittelwerten und die Minima bis zu 130,0 hm³ darunter. Die Bandbreite ist bei S 0K größer als bei S 2K und S 3K. Der Inhalt in Welzow Süd beträgt in Periode 2050 im Mittel bei S 0K ca. 770,0 hm³, bei S 2K 700,0 hm³ und bei S 3K 690,0 hm³. Die 100 Realisierungen streuen um bis zu 250 hm³ um die Mittelwerte. Die mittleren Überleitungsmengen aus der **Lausitzer Neiße** in das Einzugsgebiet der Spree bleiben bis Periode 2050 im Szenario Differenzierung bei S 0K auf ca. konstantem Niveau (Anlage D, Abb. D 14), steigen bei S 2K und S 3K bis 2025 leicht an und bleiben dann im Periodenmittel konstant. Im Szenario Globalisierung erreichen sie in Periode 2050 ein Maximum (ca. 0,6 m³/s in S 2K und S 3K) und sinken dann leicht. Im Szenario Ländermodell sinken sie ab Periode 2020 (S 0K und S 2K EGMO) bzw. ab Periode 2025 (S 2K SWIM und S 3K SWIM). Die Unterschiede zwischen den Bergbauszenarien betragen bis zu 0,1 m³/s. Die Änderungen in Periode 2050 im Vergleich zu S 0K in Periode 2015 sind:

- S 0K SWIM: keine Änderung (Differenzierung) bis Abnahme um 10 % (Globalisierung),
- S 0K EGMO: Zunahme um 10 %,
- S 2K SWIM: Zunahme um 30 % (Globalisierung) bis 40 % (Differenzierung, Ländermodell),
- S 2K EGMO: Zunahme um 15 %,
- S 3K SWIM: Zunahme um 40 %.

Bei gleichem Bergbauszenario sind die Überleitungsmengen bei S 0K SWIM am geringsten und etwas höher bei S 2K SWIM und S 3K SWIM. Die Überleitungsmengen bei EGMO sind ca. doppelt so hoch wie bei SWIM und weiterhin bei S 2K EGMO vor allem bis Periode 2035 höher als bei S 0K EGMO. Bei S 0K SWIM werden in allen Wochen weniger als 0,5 m³/s übergeleitet. Bei S 2K SWIM und S 3K SWIM werden im Winter teilweise mehr als 1 m³/s übergeleitet, in den Sommerwochen erfolgt z. T. keine Überleitung. Bei S 0K EGMO ist die Überleitungsmenge im Sommer größer als im Winter, bei S 2K EGMO werden im Frühjahr mit über 1,5 m³/s die größten Mengen übergeleitet, im Sommer geht die Überleitung im Mittel auf ca. 0,25 m³/s zurück.

Die Überschreitungsdauerlinien für die mittlere Neißeüberleitung in Periode 2050 im Szenario Ländermodell sind in Anlage D, Abb. D 11, dargestellt. Sie verlaufen im Bereich zwischen 0,2 m³/s und 1,8 m³/s fast linear parallel zueinander, wobei die entsprechenden Abflüsse bei EGMO eine ca. doppelt so hohe Überschreitungswahrscheinlichkeit aufweisen wie bei SWIM. Die Mittelwerte weisen Überschreitungswahrscheinlichkeiten zwischen 18 % (S 0K SWIM) und 41 % (S 0K EGMO und S 2K EGMO) auf und liegen damit um bis zu 0,7 m³/s über den Medianen, welche in allen Klimaszenarien und bei beiden hydrologischem Modellen weniger als 0,2 m³/s betragen. Die Abflüsse

innerhalb des Interquartilsabstandes zwischen 75 % und 25 % Überschreitungswahrscheinlichkeit haben bei SWIM Wertebereiche zwischen 0 und 0,2 m³/s, bei EGMO Bereiche zwischen < 0,2 m³/s und > 1,8 m³/s.

Die mittlere Überleitungsmenge bei S 2K SWIM von 0,4 m³/s ist mit folgenden Überschreitungswahrscheinlichkeiten verbunden:

- S 0K SWIM: 17 %,
- S 0K EGMO: 44 %,
- S 2K SWIM: 23 %,
- S 2K EGMO: 44 %,
- S 3K SWIM: 25 %.

Die Konsequenzen für Wassernutzer sind am Beispiel des Kühlwasserbedarfs, der durch die Wasserverfügbarkeit limitierten Kühlwasserentnahme und des sich aus deren Differenz ergebenden Defizits für das **Kraftwerk Jänschwalde** (im Einzugsgebiet der Spree, Abb. 4.1) in Abb. 7.15 dargestellt. Der mit dem dynamischen Ansatz ermittelte Kühlwasserbedarf der Klimaszenarien ist vergleichbar und bei S 2K um bis zu 0,020 m³/s und bei S 3K um bis zu 0,025 m³/s höher als bei S 0K. Die Wasserverfügbarkeit unterscheidet sich in diesen Szenarien jedoch deutlich. Von Mitte Mai bis Mitte September (Woche 20 bis Woche 38) besteht im Mittel der Realisierungen ein Defizit, welches jeweils Ende August (Woche 35) sein Maximum aufweist:

- S 0K: im Mittel 0,03 m³/s, maximal 0,07 m³/s,
- S 2K: im Mittel 0,15 m³/s, maximal 0,28 m³/s,
- S 3K: im Mittel 0,21 m³/s, maximal 0,42 m³/s.

Bei der Annahme des Kühlwasserbedarfs im statischen Ansatz (0,6 m³/s) würde sich das Defizit der Versorgung mit Kühlwasser in S 0K nicht ergeben, bei S 2K und S 3K würde ein deutlich geringeres Kühlwasserdefizit ermittelt werden.

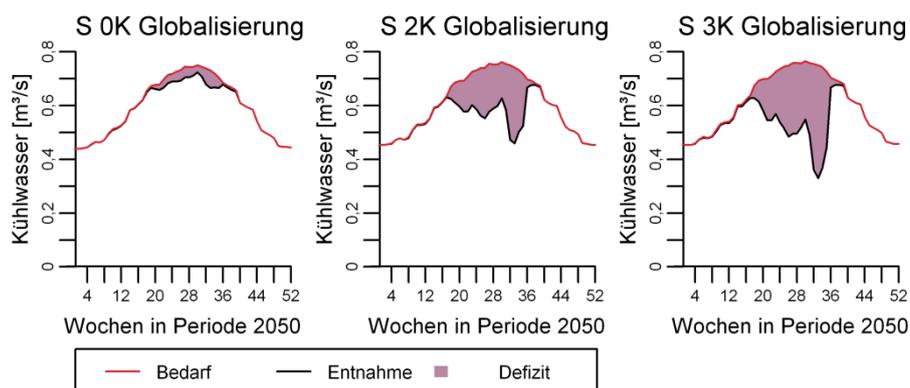


Abb. 7.15 Kühlwasserbedarf, bilanzierte Kühlwasserentnahme (in Abhängigkeit von Kühlwasserbedarf und Wasserverfügbarkeit) und Defizit der Kühlwasserversorgung des Kraftwerks Jänschwalde (Mittelwerte von Wochen in Periode 2050, Grundlage: natürliches Dargebot von SWIM)

7.2.4 Konsequenzen der Anpassungsoptionen

Die Konsequenzen der Anpassungsoptionen werden als Änderungen von Abflüssen und Speicherfüllungen in den Klimaszenarien S 0K und S 2K, für welche auch Daten zur möglichen Elbeüberleitung vorliegen, in den Bergbauszenarien Differenzierung und Ländermodell gezeigt.

Die mögliche **Elbeüberleitung** in die Einzugsgebiete von Spree und Schwarzer Elster beträgt im Periodenmittel ab 2020 ca. 2,5 m³/s (Anlage D, Abb. D 3). Im Winterhalbjahr entspricht sie ca. 3 m³/s.

Im Sommerhalbjahr beträgt sie in S 0K ca. 1,7 m³/s und in S 2K ca. 1,4 m³/s. Die mögliche Überleitung wird in Abb. 7.16 den Simulationsergebnissen der mittels WBaIMo bilanzierten Überleitung in Periode 2050 gegenübergestellt.

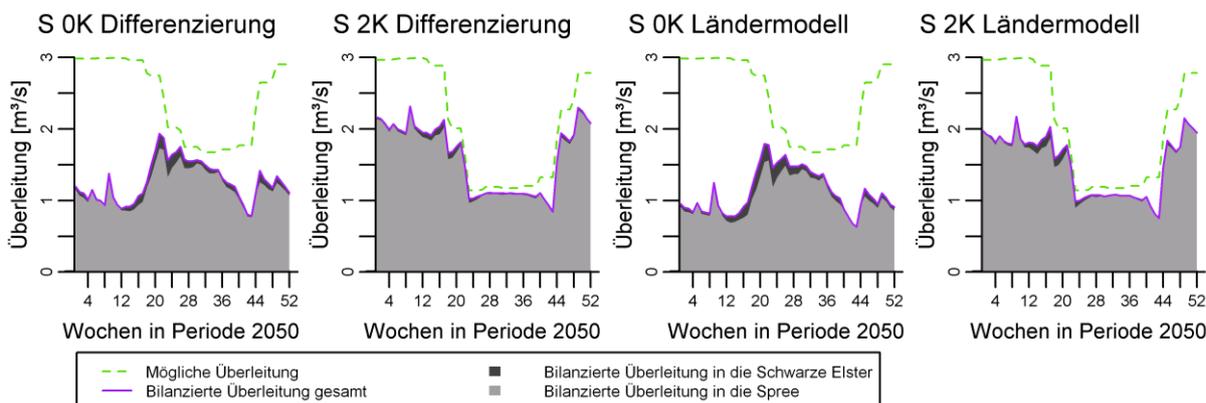


Abb. 7.16 Mögliche Elbeüberleitung nach Koch et al. (2014b) und bilanzierte Überleitung (Mittelwerte aus je 100 Realisierungen)

Die bilanzierte Elbeüberleitung ist in S 2K Differenzierung mit 1,6 m³/s im Jahresmittel am höchsten, gefolgt von S 2K Ländermodell (ca. 1,5 m³/s), S 0K Differenzierung (ca. 1,3 m³/s) und S 0K Ländermodell (ca. 1,1 m³/s). Sie ist in S 0K im Winter (ca. 1,0 m³/s) geringer als im Sommer (bis 1,9 m³/s). Dabei werden für den Frühsommer die höchsten Werte simuliert, die bis Anfang November auf die niedrigste Überleitungsmenge abnehmen. Bei S 0K Differenzierung ist die Überleitung vor allem im Winter um bis zu 0,2 m³/s höher als bei S 0K Ländermodell. Bei S 2K wird im Winter mit Werten zwischen 1,5 m³/s und 2,5 m³/s mehr Wasser aus der Elbe in die Kleine Spree und Schwarze Elster übergeleitet als im Sommer, wenn die bilanzierte Überleitung etwa der möglichen Überleitung entspricht. Bei S 2K wird die höchste Überleitung für Mitte Dezember und Anfang März simuliert, die geringste wiederum für Anfang November. Die Elbeüberleitung erfolgt in S 0K zu ca. 95 % in die Kleine Spree, in S 2K zu 98 %. Für die Schwarze Elster wird in S 0K fast über den gesamten Zeitraum, in S 2K fast nur im Frühjahr Elbwasser bereitgestellt. Daher werden im Weiteren die Auswirkungen der Anpassungsoptionen für Elemente im Einzugsgebiet der Spree dargestellt und analysiert.

Für den bewirtschafteten Abfluss am **Pegel Leibsch** ergeben sich folgende Konsequenzen der Anpassungsoptionen (Abb. 7.17):

- Verringerung der Ausleitungskapazität aus Lohsa II:
 - Winter: leichte Erhöhung um bis zu 0,1 m³/s,
 - Sommer: Verringerung um bis zu 0,5 m³/s (besonders bei S 2K Ländermodell).
- Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch:
 - Erhöhung im Mai um bis zu 0,15 m³/s, in S 0K auch im Sommer um ca. 0,05 m³/s,
 - im Herbst und Winter leichte Verringerung um bis zu 0,1 m³/s.
- Elbeüberleitung:
 - in S 0K ganzjährig Erhöhung des Abflusses um 0,5 m³/s bis 1,3 m³/s, diese ist besonders ausgeprägt im Februar, Juli und Anfang November,
 - in S 2K Erhöhung im Sommer um über 1,5 m³/s, im Herbst um bis zu 0,5 m³/s und im Winter um ca. 1,0 m³/s, dabei erfolgt in Differenzierung gegenüber Ländermodell eine geringere Zunahme im Sommer und eine stärkere Zunahme im Herbst und Winter,
 - Unterschiede zwischen den Szenarien Differenzierung und Ländermodell $\pm 0,3$ m³/s, in Differenzierung werden die Abflüsse im Jahresmittel in S 0K um 0,11 m³/s und in S 2K um 0,02 m³/s deutlicher erhöht als im Ländermodell.

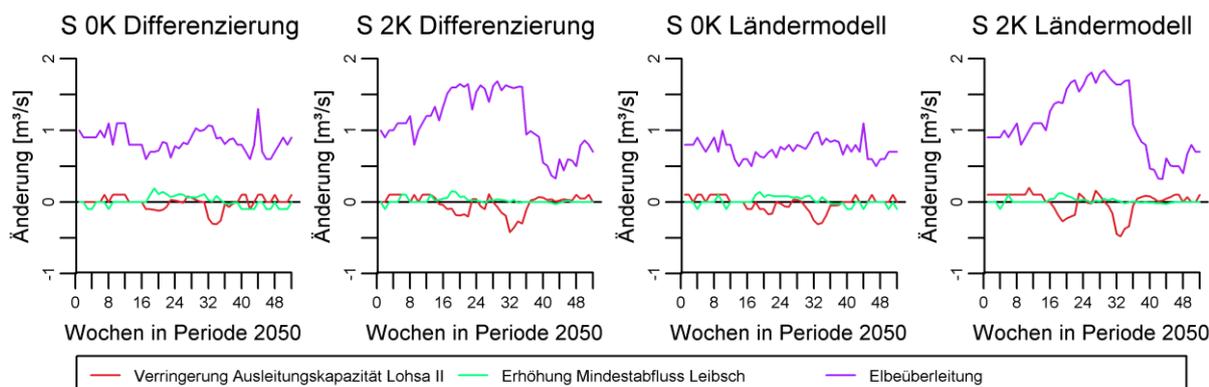


Abb. 7.17 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Abfluss der Spree am Pegel Leibsch (Änderung bezogen auf Simulationsergebnisse in den Szenarien ohne Anpassungsoptionen, Mittelwerte aus je 100 Realisierungen in Periode 2050)

Die Anpassungsoptionen ziehen folgende Konsequenzen für den Abfluss am **Pegel Große Tränke** nach sich (Anlage D, Abb. D 15):

- Verringerung der Ausleitungskapazität aus Lohsa II:
 - im Winter leichte Erhöhung um bis zu $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$,
 - April und Mai (Woche 16-22) Verringerung um bis zu $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ und im Juli und August (Woche 28-36) um bis zu $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (in S 2K Ländermodell je bis zu doppelt so hoch wie in den anderen Szenarien).
- Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch:
 - in S 0K leichte Erhöhung im Mai um $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$,
 - ansonsten leichte Änderungen im Bereich $\pm 0,05 \text{ m}^3/\text{s}$
- Elbeüberleitung:
 - in S 0K Erhöhung im Winter um ca. $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ und im Sommer um ca. $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$,
 - in S 2K Erhöhung im Sommer um über $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$, im Herbst um $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ und weniger und im Winter um $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ bis $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$, dabei erfolgt in Differenzierung eine geringere Erhöhung im Sommer und eine stärkere Erhöhung im Herbst und Winter als im Ländermodell.
 - Unterschiede zwischen den Szenarien Differenzierung und Ländermodell in den einzelnen Wochen in beide Richtungen bis zu $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$.

Die Auswirkungen der Anpassungsoptionen auf die Abgabe aus dem **Speichersystem Lohsa II** sind in Abb. 7.18 dargestellt.

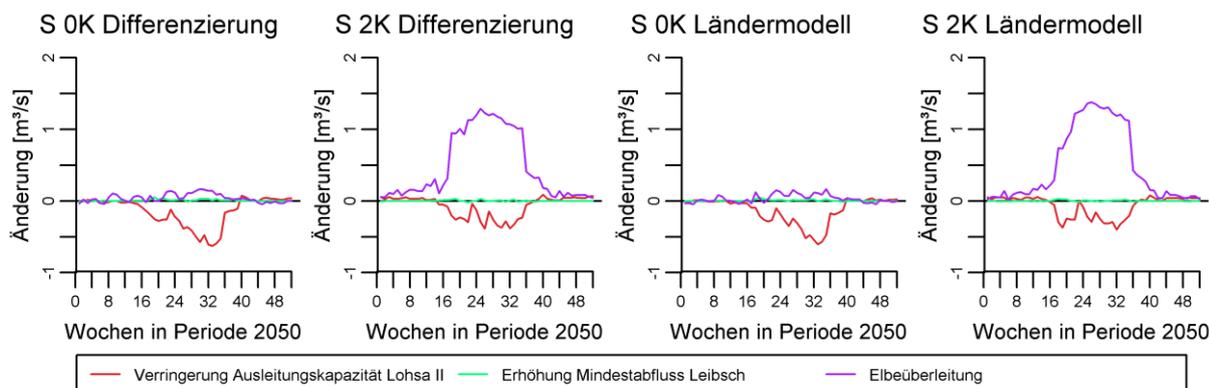


Abb. 7.18 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für die Abgabe aus dem Speichersystem Lohsa II (Änderung bezogen auf Simulationsergebnisse in den Szenarien ohne Anpassungsoptionen, Mittelwerte aus je 100 Realisierungen in Periode 2050)

Zusammengefasst ziehen die Anpassungsoptionen folgende Konsequenzen für die Abgabe aus dem Speichersystem Lohsa II nach sich:

- Verringerung der Ausleitungskapazität aus Lohsa II:
 - Winter: keine Veränderung,
 - Sommer: Reduzierung der mittleren wöchentlichen Abgabe um bis zu 0,7 m³/s, dies ist in S 0K stärker ausgeprägt als in S 2K.
- Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch: kein Effekt.
- Elbeüberleitung:
 - S 0K: Erhöhung im Sommer um bis zu 0,15 m³/s, geringe Änderungen im Winter,
 - S 2K: Erhöhung im Sommer um bis zu 1,4 m³/s, im Winter leichte Erhöhung bis zu 0,1 m³/s,
 - Unterschiede zwischen den Szenarien Differenzierung und Ländermodell in den einzelnen Wochen im Bereich $\pm 0,05$ m³/s, im Jahresmittel keine Unterschiede.

Für den Inhalt des Speichersystems Lohsa II ziehen die Anpassungsoptionen folgende Konsequenzen nach sich (Anlage D, Abb. D 16):

- Verringerung der Ausleitungskapazität aus Lohsa II:
 - Erhöhung um bis zu 5,0 hm³ im Spätsommer und weniger als 3,0 hm³ im Frühjahr,
 - in S 0K Erhöhung im Winter um bis zu 0,5 hm³ geringer und im Sommer um bis zu 0,7 hm³ höher als bei S 2K,
 - in S 0K um bis zu 0,5 hm³ stärkere Erhöhung im Szenario Differenzierung gegenüber Ländermodell, bei S 2K jedoch um bis zu 0,7 hm³ geringere Erhöhung.
- Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch: Verringerung im Sommer unter 0,5 hm³.
- Elbeüberleitung:
 - in S 0K Erhöhung im Sommer um bis zu 9,0 hm³ und im Winter um bis zu 12 hm³,
 - in S 2K Erhöhung zwischen 9,0 hm³ (Spätsommer) und 19 hm³ (Ende April),
 - in S 0K leicht stärkere Zunahme in Differenzierung als im Ländermodell, in S 2K geringere Zunahme in Differenzierung als im Ländermodell.

Die Folgen für den Speicherinhalt der **Talsperre Bautzen** sind (Anlage D, Abb. D 17):

- Verringerung der Ausleitungskapazität aus Lohsa II:
 - Verringerung im Sommer um bis zu 0,6 hm³ (S 0K) bzw. 0,3 hm³ (S 2K),
 - S 0K: auch im Winter leichte Verringerung bis 0,1 hm³,
 - Unterschiede zwischen Differenzierung und Ländermodell in einzelnen Wochen $\pm 0,1$ hm³.
- Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch: Verringerung unter 0,1 hm³.
- Elbeüberleitung:
 - Zunahme um Winter um bis zu 0,1 hm³ und im Sommer bis zu 0,7 hm³,
 - In S 0K vor allem im Spätsommer stärkere Zunahmen als in S 2K.

Die Auswirkungen auf den Speicherinhalt der **Talsperre Spremberg** sind (Anlage D, Abb. D 18):

- Verringerung der Ausleitungskapazität aus Lohsa II:
 - Verringerung im Sommer um bis zu 0,6 hm³ (S 0K) bzw. 0,3 hm³ (S 2K),
 - S 0K: Verringerung im Winter um bis zu 0,2 hm³,
 - Unterschiede der Änderung zwischen Differenzierung und Ländermodell von $\pm 0,1$ hm³.
- Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch:
 - Bei S 0K Verringerung im Spätsommer bis zu 0,2 hm³,
 - Keine Änderung bei S 2K,
 - Unterschiede der Änderung zwischen Differenzierung und Ländermodell von $\pm 0,1$ hm³.
- Elbeüberleitung:
 - S 0K: Zunahme vor allem im Sommer um bis zu 2,3 hm³, im Herbst ist die Zunahme nur halb so hoch (Differenzierung) bzw. bis zu 1,5 hm³ (Ländermodell),
 - S 2K: Erhöhung im Frühjahr um 2,5 hm³ (Ländermodell) bzw. 3,5 hm³ (Differenzierung), im Spätsommer niedrigere Zunahmen bis zu 1,3 hm³.

7.3 Diskussion

7.3.1 Auswirkungen der Änderung des Zeitschritts

Durch Simulation im Wochenschritt ist es möglich, die innerjährliche Dynamik der Wasserbewirtschaftung besser wiederzugeben. Die Monatsmittel im Wochenschritt entsprechen nicht genau den Simulationsergebnissen im Monatsschritt, da Grenzwerte (z. B. von Aus- und Überleitungskapazitäten) pro Simulationszeitschritt betrachtet werden. So ergeben sich für die Abgabe aus dem Speichersystem Lohsa II in den Sommermonaten höhere Abgaben im Monatsschritt als bei der Betrachtung der Monatsmittel im Wochenzeitschritt (Abb. 7.3). Da oberhalb des Pegels Bautzen keine Bewirtschaftung erfolgt, entsprechen dort die Monatsmittel des Abflusses im Wochenschritt den Simulationsergebnissen im Monatsschritt (Abb. 7.4). An den Pegeln Cottbus und Große Tränke, deren Abflüsse stark von der Bewirtschaftung beeinflusst sind, unterscheiden sich die Monatsmittel der Abflüsse im Wochenschritt leicht von den Simulationsergebnissen im Monatsschritt. Die Erhöhung der Rechenzeit von 1,5 h im Monats- auf 9 h im Wochenschritt für einen Szenariozeitraum von 50 Jahren mit 100 Realisierungen (bei ansonsten gleichen Einstellungen und gleicher Hardware) erscheint für die Langfristsimulation vertretbar.

Bei der Umstellung des Zeitschritts ist allerdings zu beachten, dass in WBalMo der Wellenablauf im Gewässernetz nicht berücksichtigt ist, sondern angenommen wird, dass das Wasser sich innerhalb eines Zeitschritts von den Quellgebieten bis zu den Mündungen bewegt. Bei einer mittleren Laufzeit der Spree vom Pegel Bräsinchen (direkt flussabwärts der Talsperre Spremberg) bis zum Pegel Große Tränke von 16 Tagen im Hochwasserfall (Grünwald et al., 1995) ist diese Annahme bei Simulation im Monatsschritt sicher statthaft, im Wochenschritt allerdings zu hinterfragen. Diese Problematik kann bei der Simulation mit WBalMo prinzipiell durch Aufteilung des Modells in Module für Teilgebiete und Berücksichtigung eines Zeitversatzes zwischen diesen Modulen berücksichtigt werden (Kaltofen et al., 2008; Kaltofen et al., 2014a). Aufgrund der komplexen Bewirtschaftung in der Region mit Steuerung von den Quellgebieten bis zu den Gebietsauslasspegeln ist die Aufteilung des Modells in Teilmodule in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht möglich.

Der Vorteil der Berücksichtigung der innerjährlichen Variabilität ist jedoch diesem Phänomen übergeordnet. Für die Langfristbewirtschaftung wird die zeitliche Diskretisierung im Wochenschritt als ausreichend angesehen. Eine weitere Verfeinerung hin zum Tagesschritt erscheint im Untersuchungsgebiet aufgrund der komplexen Bewirtschaftung nicht realistisch, da dann:

- die Bewirtschaftung nach Rangfolgeregelung statt entlang der Fließstrecke nicht abgebildet werden kann, da Nutzungsansprüche mit hoher Priorität im Unterlauf der Fließgewässer nicht im gleichen Simulationszeitschritt befriedigt werden könnten, in dem sie entstehen,
- Routing (z. B. mit einem hydraulischen Modell) berücksichtigt werden müsste,
- die Rechenzeit um ein Vielfaches länger werden würde.

7.3.2 Dynamischer Ansatz zur Simulation des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke

Der dynamische Ansatz zur Simulation des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke ermöglicht es, die klimatischen Änderungen nicht nur hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit, sondern auch bezüglich des Bedarfs der Wassernutzungen einzubeziehen. Aufgrund hoher Lufttemperatur und geringer relativer Luftfeuchte wird im Sommer ein größerer Kühlwasserbedarf ermittelt als im Jahresmittel (Abb. 7.5). Die Bandbreiten des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke widerspiegeln die Bandbreiten der Klimagrößen Luftfeuchte und Lufttemperatur in den Realisierungen. Da die Bandbreiten innerhalb des

jeweiligen Szenarios größer sind als die Unterschiede zwischen den Klimagrößen der STAR-Szenarien, ergeben sich auch für die Mittelwerte des Kühlwasserbedarfs der Szenarien geringere Unterschiede als für Maxima und Minima innerhalb eines Szenarios. Durch die dynamische Ermittlung des Kühlwasserbedarfs ergeben sich auch Folgen für die Simulation weiterer Elemente in der Wasserbewirtschaftung (Abb. 7.6). Wasserwirtschaftliche Speicher wie die Talsperre Bautzen geben aufgrund eines höheren Kühlwasserbedarfs im Sommer mehr Wasser ab, so dass ihr Speicherinhalt im Vergleich zur Simulation mit statischem Kühlwasserbedarf sinkt. Dies kann durch Zuflüsse im Winter nicht ausgeglichen werden und auch der verringerte Kühlwasserbedarf im Winter kommt den oberstromig der Kraftwerke gelegenen Speichern nicht zu Gute. Daher wird für diese Speicher im dynamischen Ansatz auch im Winter ein geringerer Speicherinhalt simuliert. An flussabwärts der Kraftwerke gelegenen Pegeln (z. B. Pegel Leibsch) erhöhen sich die Abflüsse im Winter aufgrund des geringeren Kühlwasserbedarfs und sinken mit höherem Kühlwasserbedarf im Sommer.

7.3.3 Auswirkungen der Klima- und Bergbauszenarien

Entsprechend der Abnahme natürlicher Abflüsse ziehen die potenziellen Klima- und Landnutzungsänderungen auch Auswirkungen auf die Wassermengenbewirtschaftung nach sich. Die vorliegenden Ergebnisse entsprechen daher der Aussage von Wood et al. (1997), wonach sich signifikante Änderungen im natürlichen Wasserdargebot auch auf die Wassermengenbewirtschaftung auswirken. Damit verbunden sind negative Konsequenzen z. B. im Sinne sinkender Sicherheiten der Einhaltung von ökologischen Mindestabflüssen und der Erfüllung des Wasserbedarfs verschiedener Wassernutzungen (z. B. Kühlwasser). Die Aussage von Stakhiv (1996), wonach Strategien der Wasserbewirtschaftung ohne Berücksichtigung des Klimawandels flexibel genug sind, gelten offensichtlich für das Untersuchungsgebiet hinsichtlich der betrachteten Klima- und Landnutzungsänderungen nicht. Ursachen dafür sind das bereits derzeit geringe natürliche Dargebot und dessen drastischer Rückgang in den Szenarien S 2K und S 3K. Hinzu kommt, dass die regionalen Wassernutzungen sich auf ein durch den Bergbau erhöhtes Dargebot eingestellt haben. Die Nutzung der Tagebauseen als wasserwirtschaftliche Speicher wirkt bezüglich der Erhöhung von Niedrigwassern im Sommer nur bedingt ausgleichend.

Im Szenario S 0K, bei dem keine weiteren klimatischen Änderungen angenommen werden, sind die Auswirkungen der Bergbauszenarien auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung deutlich. Die mit den S 2K und S 3K verbundenen Abnahmen der natürlichen Abflüsse (Kapitel 6) ziehen verringerte bewirtschaftete Abflüsse nach sich. Der Rückgang von Sumpfungwassereinleitungen trägt vor allem im Szenario Differenzierung zusätzlich dazu bei. Durch geringere Zuflüsse, höhere Verdunstung aus den Speichern sowie höhere Abgabeforderungen sinken im Mittel auch die Inhalte der wasserwirtschaftlichen Speicher. Die generelle Richtung dieser Auswirkungen entspricht im Wesentlichen den Ergebnissen früherer Studien im Untersuchungsgebiet (z. B. Koch et al., 2009; Kaltoven et al., 2014a). Sie unterscheiden sich jedoch von diesen durch die erhöhte zeitliche Diskretisierung in der Simulation. Die erstmalige Betrachtung von drei Klimaszenarien (statt ein bzw. zwei Szenarien) und der Einbezug von natürlichen Abflüssen zweier hydrologischer Modelle ermöglichen Vergleiche der Simulationsergebnisse und die Analyse von Unsicherheiten. Bei Nutzung des natürlichen Dargebots des hydrologischen Modells SWIM trägt die Simulation der natürlichen Abflüsse im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße durch ein validiertes hydrologisches Modell zu einer gegenüber früheren Studien verbesserten Abbildung der Neißeüberleitung bei.

Die Auswirkungen für einzelne Elemente in der Bilanzierung können nur innerhalb der komplexen Bewirtschaftung erklärt werden und werden daher im Folgenden erläutert.

Ein Anstieg der bewirtschafteten Abflüsse am **Pegel Lauchhammer** (Abb. 7.7) zwischen 2015 und 2020 ist zum einen dadurch begründet, dass in der Simulation die Flutung des Altdöberner Sees (ehemals Tagebau Greifenhain, Nr. 7 in Abb. A 5) durch Wasser aus der Schwarzen Elster flussaufwärts von Lauchhammer in Periode 2020 abgeschlossen wird (Anlage D, Tab. D 3). Weiterhin trägt im Szenario S 0K der durch den Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters ansteigende natürliche Abfluss zum Anstieg des bewirtschafteten Abflusses bei. In den Klimaszenarien S 2K und S 3K werden die Speicher oberstromig von Lauchhammer (z. B. Knappenrode, Abb. 7.12) stärker beansprucht, um Niedrigwasser im Unterlauf der Schwarzen Elster aufzuhöhen. Am Pegel Lauchhammer stellt sich dadurch auch bei S 2K und S 3K in späteren Perioden ein höherer Abfluss als in Periode 2015 ein. Dies wird an gegenüber S 0K SWIM erhöhten Sommerabflüssen für S 2K SWIM und S 3K SWIM sichtbar, da in diesen Szenarien durch Speicherabgaben die Niedrigwasser unterstromig von Lauchhammer aufgehöhht werden. Bei S 2K EGMO ist dies trotz eines im Jahresmittel geringeren natürlichen Dargebots im gesamten Einzugsgebiet der Schwarzen Elster nicht der Fall, da hier die Niedrigwasserabflüsse im Sommer höher sind als bei S 2K SWIM. Weiterhin ist eine verstärkte Abgabe z. B. aus dem Speicher Knappenrode bei S 2K EGMO dadurch eingeschränkt, dass Mitte Juni, wenn die verstärkte Niedrigwasseraufhöhung bei S 2K SWIM und S 3K SWIM beginnt, der Speicher in S 2K EGMO weniger gefüllt ist als in S 2K SWIM und S 3K SWIM.

An der **Mündung der Schwarzen Elster** nehmen ebenso wie am Pegel Lauchhammer die Abflüsse bei S 0K in allen Bergbauszenarien zu (Anlage D, Abb. D 4). Dies ist begründet durch den Rückgang der Flutungsmengen aufgrund der dann bereits abgeschlossenen Flutung des Altdöberner Sees (Nr. 7 in Abb. A 5) mit Entnahme oberhalb Lauchhammers und des Bergheider Sees (ehemals Tagebaus Klettwitz-Nord, Nr. 2 in Abb. A 5) mit Entnahme am Pegel Lauchhammer (Anlage D, Tab. D 3). Bei S 2K und S 3K führen zurückgehende natürliche Abflüsse dazu, dass ab 2025 auch die bewirtschafteten Abflüsse abnehmen. Die Niedrigwasseraufhöhung, die am Pegel Lauchhammer bei S 2K SWIM und S 3K SWIM zu gegenüber S 2K EGMO erhöhten Abflüssen im Hochsommer führte, ist aufgebraucht. Trotz geringerer Abflüsse im Gesamtjahr liegen die Sommerabflüsse bei S 2K EGMO über denen von S 2K SWIM und S 3K SWIM.

Im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster sind die Unterschiede zwischen den Bergbauszenarien hinsichtlich der Wassermengenbewirtschaftung sehr gering, da im Gebiet der Schwarzen Elster keine Tagebaue mehr bestehen und in allen betrachteten Szenarien kein Aufschluss neuer Tagebaue im Gebiet der Schwarzen Elster angenommen wird. Der Kühlwasserverbrauch des Kraftwerks Schwarzheide ist in den Bergbauszenarien zwar unterschiedlich, jedoch mit maximal 0,05 m³/s im Jahresmittel (gegenüber ca. 5,0 m³/s mittlerem Jahresabfluss am Pegel Lauchhammer in Periode 2050 bei S 2K SWIM) für den Abfluss der Schwarzen Elster vernachlässigbar.

Ebenso wie am Pegel Lauchhammer nimmt der mittlere bewirtschaftete Abfluss am **Pegel Cottbus** in allen Szenarienkombinationen zunächst bis Periode 2020 zu (Abb. 7.9). Dies ist dadurch zu begründen, dass im Einzugsgebiet der Spree oberhalb von Cottbus die Flutung von Tagebauseen (z. B. Spreetaler See, Scheibensee) vor 2020 abgeschlossen ist (Anlage D, Tab. D 3). In S 0K ist die Zunahme des bewirtschafteten Abflusses weiterhin durch den leicht ansteigenden natürlichen Abfluss, bedingt durch den Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters, zu begründen. In S 0K Differenzierung nimmt der mittlere Abfluss am Pegel Cottbus nach 2020 ab, da die

Sümpfungswassereinleitungen aus den oberstromig gelegenen Tagebauen (Nochten, Reichwalde und Welzow-Süd) deutlich zurückgehen. Im Szenario Globalisierung ist die Abnahme der Sümpfungswassermengen weniger stark ausgeprägt, so dass die Abflüsse in S 0K nach 2020 auf konstantem Niveau bleiben. In S 0K Ländermodell bewirkt eine verstärkte Einleitung von Sümpfungswasser aus den Tagebauen Reichwalde und Welzow-Süd nach 2030 wieder einen leichten Anstieg der Abflüsse. In S 2K und S 3K ist der Einfluss des Rückgangs der natürlichen Abflüsse stärker als jener der Bergbauszenarien und bewirkt eine fast stetige Abnahme des mittleren jährlichen Abflusses. Die Jahresmittel der Abflüsse in S 0K entsprechen in Periode 2050 den mittleren vorbergbaulichen Abflüssen von 13,0 m³/s und sind damit deutlich geringer als die Jahresmittel von 32,0 m³/s zu Hochzeiten der Braunkohleförderung in den 1980er Jahren (Grünwald, 2001b). An den wöchentlichen Abflüssen ist jedoch der Bewirtschaftungseinfluss deutlich erkennbar. So ist der Rückgang der Abflüsse Ende Februar bei allen Szenarien dadurch erklärbar, dass dann die aktive Speicherkapazität der flussaufwärts gelegenen **Talsperre Spremberg** um über 5,0 hm³ erhöht wird, so dass die Abgaben aus der Talsperre reduziert werden (Anlage D, Abb. D 10). In S 0K ist die Talsperre dann Ende März und Anfang April im Mittel der Realisierungen relativ voll, so dass ein Großteil des Zuflusses zur Talsperre wieder abgegeben wird, folglich ist der Abfluss in Cottbus in diesen Wochen besonders hoch. In den Sommerwochen wird der Abfluss am Pegel Cottbus durch Abgaben aus den oberstromig gelegenen wasserwirtschaftlichen Speichern (z. B. Talsperre Bautzen, Speichersystem Lohsa II, Talsperre Spremberg) zur Niedrigwasseraufhöhung unterhalb von Cottbus konstant gehalten. Ein Anstieg der Abflüsse Ende Oktober bzw. Anfang November lässt sich in S 0K damit erklären, dass dann die natürlichen Abflüsse wieder zunehmen. Weiterhin wird die aktive Speicherkapazität der Talsperre Spremberg Ende Oktober wieder reduziert und auch das Ablassen der in der Region häufigen Fischteiche, welche als Nutzer in WBalMo einbezogen sind, erfolgt hauptsächlich im Oktober. Für die Klimaszenarien S 2K und S 3K werden in wasserwirtschaftlichen Speichern deutlich geringere Füllungen simuliert als bei S 0K. Dementsprechend wird das zufließende Wasser im gesamten Winter auch zur Auffüllung dieser Speicher genutzt, so dass vor allem der Winterabfluss geringer als bei S 0K und der Jahresgang stark vergleichmäßig ist.

Am **Pegel Leibsch** bleibt der mittlere jährliche Abfluss im Klimaszenario S 0K in den Bergbauszenarien Differenzierung und Ländermodell auf ungefähr konstantem Niveau (Anlage D, Abb. D 5). Dabei sind die Abflüsse im Szenario Differenzierung aufgrund geringerer Sümpfungswassereinleitungen niedriger als im Szenario Ländermodell. Der Anstieg des jährlichen Abflusses im Szenario Globalisierung zwischen 2025 und 2035 ist dadurch erklärbar, dass in diesem Szenario der Tagebau Jänschwalde, dessen Sümpfungswasser zwischen Cottbus und Leibsch eingeleitet wird, bis 2035 weiterbetrieben wird (Anlage D, Abb. D 1). In Periode 2050 sind aufgrund der weiteren Zuflüsse zum Spreewald (Malxe und Südzuflüsse) und der Abflussbildung im Spreewald die Winterabflüsse am Pegel Leibsch höher als am Pegel Cottbus. Im Sommer liegen die Abflüsse vor allem aufgrund der starken Verdunstung im Spreewald am Pegel Leibsch um bis zu 5,0 m³/s unter denen am Pegel Cottbus. In S 2K und S 3K wird dadurch im Mittel der Realisierungen der ökologische Mindestabfluss von 4,5 m³/s z. T. unterschritten, wodurch sich Konsequenzen für das Biosphärenreservat Spreewald ergeben können.

Der mittlere jährliche Abfluss am **Pegel Große Tränke** ist gegenüber dem Pegel Leibsch weiter vermindert (Anlage D, Abb. D 6), da das natürliche Dargebot in diesem Zwischengebiet sehr gering ist und da Wasser aus der Spree entnommen und in die Dahme bzw. in den Oder-Spree-Kanal

übergeleitet wird. Da diese Überleitungen eine geringere Priorität haben als die Einhaltung des Mindestabflusses am Pegel Große Tränke, werden sie im Sommer reduziert, so dass dann die Unterschiede zwischen den Abflüssen an den Pegeln Leibsch und Große Tränke geringer sind als im Winter. Das begründet auch, dass die Abflüsse am Pegel Große Tränke eine geringere Bandbreite aufweisen als an den Pegeln Leibsch und Cottbus (Abb. 7.10). Der Mindestabfluss am Pegel Große Tränke von $8,0 \text{ m}^3/\text{s}$ wird in den Sommerwochen der Periode 2050 bereits in S 0K im Mittel leicht unterschritten. In S 2K und S 3K ergeben sich gegenüber S 0K weiter um die Hälfte reduzierte Abflüsse in den Sommerwochen, in diesen Szenarien wird der Mindestabfluss z. T. bereits im Jahresmittel unterschritten. Aus diesem deutlichen Rückgang der Abflüsse würden sich deutliche Konsequenzen für die Wasserversorgung Berlins hinsichtlich Trink- und Brauchwasser ergeben.

Der Speicherinhalt des zukünftigen **Cottbuser Ostsees** steigt bis Periode 2030, dann ist im Mittel der Realisierungen bei allen Szenarien die Flutung abgeschlossen und die Nutzung als wasserwirtschaftlicher Speicher beginnt (Anlage D, Abb. D 12). Durch die Abgabeforderungen und geringere Zuflüsse nimmt die mittlere Füllung bei S 2K und S 3K nach Periode 2030 ab. Die hohe Bandbreite des Flutungstermins im Zeitraum von sechzehn Jahren (Abb. 7.14) und der Füllung des zukünftigen Cottbuser Ostsees, sowie der Füllung des **Speichersystems Lohsa II** bzw. der zukünftigen Tagebauseen im Bereich der Tagebaue **Nochten und Welzow-Süd** verglichen mit anderen wasserwirtschaftlichen Speichern (Abb. 7.13; Anlage D, Abb. D 11 bzw. Abb. D 13) erklärt sich durch die niedrige Priorität der Flutung gegenüber anderen Anforderungen an die Wassermengenbewirtschaftung in der Region. In den Szenarien S 2K und S 3K ist die Ursache für den großen Abstand zwischen mittlerem und spätestem Flutungstermin des Cottbuser Ostsees die im Szenariozeitraum weiter abnehmende Wasserverfügbarkeit.

Die auf Grundlage von SWIM und EGMO deutlich unterschiedlichen Überleitungsmengen aus der **Lausitzer Neiße** in das Einzugsgebiet der Spree (Abb. D 14) erklären sich einerseits durch die Wasserverfügbarkeit in der Lausitzer Neiße und andererseits durch die Bedarfsdefinition für die Neißeüberleitung im Spreegebiet. So werden für EGMO mit dem statistischen Ansatz in den Szenarien S 0K und S 2K deutlich höhere Abflüsse im Einzugsgebiet der Neiße angenommen als sie durch SWIM simuliert werden. Bei S 0K EGMO ist die Neißeüberleitung hauptsächlich durch den Bedarf im Spreegebiet limitiert, dadurch erfolgt sie vor allem im Sommer, wenn im Spreegebiet auch bei S 0K ein Bedarf an dieser Überleitung besteht. In S 2K EGMO gehen im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße im Sommer die bewirtschafteten Abflüsse etwas zurück, während im Spreegebiet ganzjährig ein deutlicher Rückgang erfolgt. Dementsprechend wird ganzjährig Wasser aus der Lausitzer Neiße in das Einzugsgebiet der Spree übergeleitet, das Maximum erfolgt aber bei größter Verfügbarkeit im Frühjahr. In S 0K SWIM ist die Überleitungsmenge im Winter durch den Bedarf innerhalb des Spreegebiets und im Sommer durch die Verfügbarkeit von Wasser aus der Lausitzer Neiße limitiert, so dass im Winter etwas mehr Wasser als im Sommer übergeleitet wird. In S 2K SWIM und S 3K SWIM ist der Bedarf an der Neißeüberleitung im Winter geringer als in S 2K EGMO, dementsprechend wird im Winter hier weniger übergeleitet. Im Sommer ist die Begrenzung der Überleitung durch den Rückgang des Abflusses der Lausitzer Neiße deutlich, sodass die Überleitung z. T. eingestellt wird.

Für das **Kraftwerk Jänschwalde** ergibt sich im Sommer bedingt durch den hohen Kühlwasserbedarf und die geringe Wasserverfügbarkeit ein deutliches Defizit in der Wasserversorgung (Abb. 7.15). Dieses Defizit ist besonders hoch im Szenario S 3K, bei dem aufgrund der klimatischen Änderungen

ein leicht höherer Kühlwasserbedarf und eine deutlich geringere Wasserverfügbarkeit simuliert werden. Das Ergebnis unterstreicht die Vulnerabilität der Energieversorgung hinsichtlich klimatischer Änderungen und damit verbunden auch durch Änderungen in der Wasserverfügbarkeit, welche für thermische Kraftwerke bereits z. B. durch Förster und Lilliestam (2010) und Koch et al. (2014b) aufgezeigt wurden. Die Unterschiede zwischen den Szenarien beruhen weniger auf dem Wasserbedarf als vielmehr auf der unterschiedlichen Wasserverfügbarkeit. Dies ist konsistent mit der Aussage von Koch et al. (2012), wonach der Kühlwasserbedarf von Kraftwerken, welche Sumpfungswasser zur Kühlung nutzen, aufgrund der geringeren Wassertemperatur weniger durch klimatische Änderungen betroffen ist. Dementsprechend wurde auch im Vergleich zu Förster und Lilliestam (2010) in der vorliegenden Arbeit ein stärkerer Einfluss der Wasserverfügbarkeit gegenüber den klimatischen Verhältnisse am Standort festgestellt. Hinzu kommt, dass Förster und Lilliestam (2010) ein Kraftwerk an der Elbe bei Hamburg untersuchten, die einen wesentlich höheren Abfluss hat als die Flüsse im Untersuchungsgebiet.

Während Koch et al. (2014b) anhand des Szenarios S 2K davon ausgehen, dass auch bei potenziellen Änderungen des Klimas und der wirtschaftlichen Entwicklung im Einzugsgebiet der Elbe mit Ausnahme von Berlin der Kühlwasserbedarf der thermischen Kraftwerke immer erfüllt werden kann, wurde in der vorliegenden Arbeit gezeigt, dass dies beim Kraftwerk Jänschwalde im Bergbauszenario Globalisierung nicht immer der Fall ist. In diesem Szenario wird das Kraftwerk Jänschwalde weiterbetrieben, der entsprechende Tagebau jedoch nicht. Daher wird die Versorgung mit Kühlwasser nicht durch Sumpfungswasser aus dem Tagebau sichergestellt, sondern Kühlwasser wird abhängig von der Verfügbarkeit aus der Malxe entnommen und zusätzlich aus der Spree übergeleitet. In diesem Fall kann es dann zu einem Defizit in der Kühlwasserversorgung kommen. Durch den verfeinerten Simulationszeitschritt wird auch hinsichtlich der Kühlwasserversorgung die stärkere Betrachtung der innerjährlichen Variabilität ermöglicht und somit deren Defizit deutlicher aufgezeigt. Ein weiterer Grund zu Unterschieden im Vergleich zu Koch et al. (2014b) ist, dass in der vorliegenden Arbeit für S 2K ein wesentlich moderateres Kühlwasserdefizit für S 2K als für S 3K ermittelt wurde. Bei den anderen Kraftwerken und in den anderen Bergbauszenarien sind keine Defizite in der Kühlwasserversorgung zu erwarten, da dieser Bedarf durch die Sumpfungswassereinleitungen der entsprechenden Tagebaue nahe der Kraftwerke gedeckt wird.

7.3.4 Konsequenzen der Anpassungsoptionen

Aufgrund der deutlichen Auswirkungen der Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung mit Konsequenzen z. B. für das Biosphärenreservat Spreewald und die Wasserversorgung der Stadt Berlin (Abschnitt 7.3.3) und zusätzlich durch die daraufhin von Zimmermann et al. (2014) modellierte Verschlechterung der Wasserqualität besteht im Gebiet ein Bedarf an wassermengen- und wassergüteorientierten Klimawandelanpassungsmaßnahmen. Da im Sommer die Mindestabflüsse z. T. unterschritten werden, ist bei den Anpassungsoptionen die Wirkung auf Niedrigwasser von besonderem Interesse.

Die Klimawandelanpassungsoption mit **Verringerung der Ausleitungskapazität aus dem Speichersystem Lohsa II** zieht im Sommer eine geringere Abgabe aus dem Speichersystem nach sich (Abb. 7.18). Um den Nutzeransprüchen gerecht zu werden, erfolgt eine höhere Abgabe aus anderen Speichern (z. B. Talsperre Bautzen: Anlage D, Abb. D 17). Diese können die geringeren Abgaben aus Lohsa II nicht vollständig ausgleichen, so dass im Sommer die bewirtschafteten

Abflüsse flussabwärts des Speichersystems Lohsa II, die z. T. ohnehin schon unter den ökologischen Mindestabflüssen liegen, weiter abnehmen (z. B. am Pegel Leibsch, Abb. 7.17). Diese Reduzierung der Abflüsse liegt aber deutlich unter den mit den Klima- und Bergbauszenarien assoziierten Änderungen. Da das Speichersystem aufgrund der geringeren Abgabe voller ist, wird im Winter weniger Wasser zu seiner Auffüllung genutzt, so dass sich im Winter die Abflüsse unterstromig leicht erhöhen. Diese können nur zum Teil die Reduzierung des Speicherinhalts der flussabwärts gelegenen Talsperre Spremberg ausgleichen (Anlage D, Abb. D 18). Die wassergüteorientierte Anpassungsoption der Verringerung der Ausleitungskapazität aus dem Speichersystem Lohsa II trägt daher zu einer Verschärfung der Wassermengenproblematik im Sommer bei. Bei einer integrierten Betrachtung würde diese Option daher (bei potenziell positiven Auswirkungen auf die Wassergüte) eine wassergüteorientierte Anpassungsmaßnahme auf Kosten der Wassermenge darstellen.

Am Pegel Leibsch wird der Abfluss von $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ in S 0K im Mittel der Realisierungen ganzjährig überschritten (Abb. 7.17). Daher sind die Folgen der **Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch** in S 0K auf Realisierungen beschränkt, in denen der Abfluss im Sommer unter $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ liegt. Im Mittel aller Realisierungen ergibt sich eine leichte Erhöhung des Sommerabflusses. In S 2K hingegen wird der bisherige Mindestabfluss von $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ im Mittel der Realisierungen in den Sommerwochen nur knapp erreicht bzw. sogar unterschritten. Die Erhöhung des Mindestabflusses auf $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ bewirkt daher, dass die Abflüsse im Mai, wenn in S 2K ohne Anpassungsoptionen die Abflüsse zwischen $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ und $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ liegen, durch verstärkte Abgaben aus den Speichern leicht erhöht werden. Die Abflüsse im Sommer werden allerdings nicht erhöht. Die Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch wäre daher eine Handlungsoption unter den derzeitigen klimatischen Bedingungen (S 0K), die sich leicht positiv auf die Sommerabflüsse auswirkt. Bei diesen Bedingungen wäre eine positive Wirkung auf die Wassergüte durch Verdünnung vorstellbar. Die Wirkung der Erhöhung des Mindestabflusses als Klimawandelanpassungsoption hinsichtlich der Wassermenge ist jedoch bei Klimaänderung wie im Szenario S 2K sehr gering. Da der Abfluss im Sommer nicht erhöht wird, ist eine positive Auswirkung dieser Anpassungsoption auf die Wassergüte durch Verdünnung nicht anzunehmen.

Die untersuchten Anpassungsoptionen, die eine geänderte Bewirtschaftung innerhalb des Untersuchungsgebiets beinhalten (Verringerung der Ausleitungskapazität des Speichersystems Lohsa II und Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch), haben keine positiven Auswirkungen auf die durch Klimawirkung reduzierten Sommerabflüsse. Sie stellen daher keine geeigneten mengenorientierten Klimaanpassungsoptionen dar. Während sich in anderen Gebieten im Osten Deutschlands die Wasserbewirtschaftung hinsichtlich möglicher Folgen des Klimawandels als anpassungsfähig darstellt (z. B. Einzugsgebiet der Mulde, Koch et al. (2008b)), ist dies im Untersuchungsgebiet nicht gegeben. Dies ist im Wesentlichen durch die geringe Wasserverfügbarkeit unter derzeitigen Bedingungen und deren starken Rückgang in den Szenarien begründet. Bereits bei der bisherigen Bewirtschaftungsstrategie ist in den Klimaszenarien S 2K und S 3K der Bewirtschaftungsdruck auf die wasserwirtschaftlichen Speicher sehr hoch. Es ist davon auszugehen, dass auch weitere Modifikationen der Speichersteuerung innerhalb des Untersuchungsgebiets nicht als mengenorientierte Anpassungsoptionen dienen können. Da die Bewirtschaftung in der Region durch die Behörden des Freistaats Sachsen und der Bundesländer Brandenburg und Berlin sowie die LMBV abgestimmt wird, sind Änderungen mit einem hohen Abstimmungsbedarf versehen.

Die **Elbeüberleitung** zieht vor allem Konsequenzen im Einzugsgebiet der Spree nach sich, da sie erst, wenn dort alle Ansprüche befriedigt sind, auch in das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster erfolgt (Abb. 7.16). Im Szenario S 0K erfolgt die Überleitung hauptsächlich im Sommer, da ganzjährig ausreichend Wasser aus der Elbe zur Verfügung steht und der Bedarf von zusätzlichem Wasser im Sommer besteht. Bei S 2K SWIM wird im Sommer die gegenüber S 0K geringere mögliche Elbeüberleitung komplett beansprucht. Aufgrund des im Vergleich zu S 0K SWIM auch verringerten Dargebots im Winter, und da das Wasser, welches aus der Elbe entnommen wird, im Speichersystem Lohsa II zum Ausgleich von Defiziten im Sommer gespeichert werden kann, wird bei S 2K SWIM im Winter deutlich mehr übergeleitet als bei S 0K SWIM. Durch die Elbeüberleitung wird der Inhalt im Speichersystem Lohsa II erhöht, woraus vor allem bei S 2K SWIM im Sommer mehr Wasser zur Niedrigwasseraufhöhung abgeben werden kann (Abb. 7.18). Die Anpassungsoption der Elbeüberleitung hat zur Folge, dass sich bei S 0K die Abflüsse unterstromig des Speichersystems Lohsa II ganzjährig und bei S 2K SWIM vor allem im Sommer erhöhen. Im Mittel der Realisierungen könnte dann am Pegel Leibsch der Mindestabfluss von $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ eingehalten bzw. auch im Sommer ein mittlerer Abfluss von $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht werden (Abb. 7.17). Der Mindestabfluss von $8,0 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Große Tränke würde bei S 0K SWIM fast immer erreicht, bei S 2K SWIM trotz deutlicher Erhöhung des Abflusses im Sommer weiterhin unterschritten (Anlage D, Abb. D 15). Aufgrund der Elbeüberleitung würde sich der Bewirtschaftungsdruck auf die wasserwirtschaftlichen Speicher im Spreegebiet verringern und deren Inhalt zunehmen. Bei der Talsperre Bautzen wäre das vor allem im Sommer der Fall, da sie im Mittel der Realisierungen auch bei S 2K SWIM im Winter relativ voll gefüllt ist (Anlage D, Abb. D 17). Bei S 0K ist die Talsperre Spremberg im Frühjahr fast voll gefüllt, so dass sich die Erhöhung des Dargebots durch die Elbeüberleitung vor allem im Sommer auf die Speicherfüllung auswirkt (Anlage D, Abb. D 18). Bei S 2K erhöht sich die Füllung vor allem im Frühjahr, da die Talsperre Spremberg in diesem Szenario im Frühjahr ohne Anpassungsmaßnahme einen Füllstand $> 80 \%$ hat.

Die Überleitung aus der Elbe würde sich deutlich auf die Wassermengenbewirtschaftung der Spree auswirken. Bei bisherigen klimatischen Verhältnissen (Szenario S 0K) ist sie hinsichtlich der Wassermenge als „no regret“-Maßnahme einzuschätzen bzw. hätte auch positive Auswirkungen. Die Folgen der mit dem Szenario S 2K verbundenen Klimaänderungen würden durch die Elbeüberleitung deutlich gemildert. Dies entspricht auch den Ergebnissen anderer Studien, wonach durch die Elbeüberleitung insbesondere Niedrigwasserabflüsse der Spree erhöht würden (Koch et al., 2009; Kaltofen et al., 2014a; Koch et al., 2014b). Jedoch gleicht die Elbeüberleitung die klimatisch bedingte Reduzierung des Abflusses am Pegel Große Tränke nicht in dem Maße aus, dass im Mittel der Realisierungen bei S 2K SWIM (bzw. darüber hinausgehenden Änderungen wie in S 2K EGMO und S 3K SWIM) das Erreichen des Mindestabflusses von $8,0 \text{ m}^3/\text{s}$ gesichert ist. Dazu wären weitere Anpassungsmaßnahmen (z. B. Überleitung von Wasser aus der Oder in die Malxe oder über den Oder-Spree-Kanal direkt nach Berlin (Koch et al., 2009; Koch et al., 2014b)) notwendig. Im Einzugsgebiet der Spree bis zum Pegel Große Tränke stellt die Elbeüberleitung durch die positiven Auswirkungen auf die Wassermenge und zu erwartende Vorteile für die Entwicklung der Wassergüte eine tatsächliche Klimawandelanpassungsoption dar. Ein entscheidender Aspekt hierbei ist, dass die Überleitung nicht zum Zeitpunkt des Niedrigwassers erfolgen muss, sondern im Winter übergeleitetes Wasser aus der Elbe bis zum Sommer gespeichert werden kann. Da fast die gesamte Menge der Elbeüberleitung in das Einzugsgebiet der Spree erfolgt, sind die Auswirkungen auf die Schwarze Elster vernachlässigbar. Die Priorisierung der Elbeüberleitung ist dadurch gerechtfertigt, dass vom Abfluss in der

Spree das ökologisch bedeutsame Biosphärenreservat Spreewald und die Wasserversorgung der Stadt Berlin (Trinkwasser aus Uferfiltrat, Kühlwasserversorgung der thermischen Kraftwerke) betroffen sind.

Die Elbeüberleitung hätte weiterhin positive Effekte auf die Versorgungssicherheit industrieller Wassernutzer und thermischer Kraftwerke in Berlin (Koch et al., 2014b). Allerdings ist diese Anpassungsoption mit hohen Investitions- und laufenden Kosten verbunden (Koch et al., 2009). Hinzu kommt, dass diese Kosten in Sachsen anfallen, aber die Elbeüberleitung hauptsächlich Brandenburg und Berlin zu Gute käme.

7.3.5 Unsicherheiten

Mit der Simulation der potenziellen Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet sind Unsicherheiten verbunden hinsichtlich:

- der regionalen Klimaänderungen,
- der regionalen Änderungen von Braunkohleförderung und -verstromung,
- der hydrologischen Modellierung,
- der Abbildung der regionalen Wassermengenbewirtschaftung.

Diese Unsicherheiten wurden anhand eines Ensembles aus drei Klimaszenarien, drei Bergbauszenarien, zwei hydrologischen Modellen und einem Langfristbewirtschaftungsmodell analysiert. Ebenso wie bei den Auswirkungen auf das natürliche Wasserdargebot (Kapitel 6) bestehen starke Unterschiede zwischen den Simulationsergebnissen von S 0K und S 2K, welches gegenüber S 3K nur geringe Unterschiede aufweist. Die Bandbreiten der je 100 Realisierungen sind hinsichtlich bewirtschafteter Abflüsse und z. B. Speicherinhalten sehr hoch. Die Ergebnisse von S 2K EGMO sind eher mit denen von S 3K SWIM vergleichbar als mit denen von S 2K SWIM. Die Auswirkungen der Bergbauszenarien sind gegenüber denen der Klimaszenarien und der hydrologischen Modelle untergeordnet.

Geänderte Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen wurden im Sinne von Klimaanpassungsoptionen berücksichtigt. Es zeigte sich, dass Änderungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen innerhalb der Modellregion nur sehr geringe Auswirkungen haben. Die Unsicherheiten in der Erfassung der bisherigen Wassernutzer können als gering erachtet werden, da das Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster, dessen Nutzerdaten übernommen wurden, in Abstimmung der Bundesländer und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft entstand und bereits in verschiedenen Studien im Untersuchungsgebiet eingesetzt wurde (z. B. Kaltofen et al., 2004; Koch et al., 2014b). Aufgrund der deutlich stärkeren Auswirkungen der klimatischen Änderungen gegenüber den Änderungen der Braunkohleförderung und -verstromung als größter Nutzergruppe ist davon auszugehen, dass sich mögliche Änderungen anderer Wassernutzungen (z. B. Bewässerung, Fischteiche) weniger stark als die Klimaänderungen auswirken würden. Allerdings würde sich unter Berücksichtigung der Klimawirkung, ähnlich wie von Koch et al. (2014a) für das tschechische Elbeinzugsgebiet festgestellt, ein erhöhter Bewässerungsbedarf ergeben, welcher wiederum zu einer stärkeren Beanspruchung der wasserwirtschaftlichen Speicher und zu einem Rückgang der bewirtschafteten Abflüsse beitragen würde. Die mit der Simulation der Wassermengenbewirtschaftung verbundenen Unsicherheiten sind besonders stark bei Elementen, die von mehreren Einflussfaktoren abhängen (z. B. Neißeüberleitung) bzw. deren Bewirtschaftung eine geringe Priorität aufweist (z.B. Flutung von Tagebauseen).

7.4 Zusammenfassung

Die Simulation im Wochenschritt und die dynamische Bestimmung des Kühlwasserbedarfs der thermischen Kraftwerke ermöglicht es, die innerjährliche Variabilität der Konsequenzen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wasserbewirtschaftung realistischer abzubilden.

Die Auswirkungen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung sind in Tab. 7.1 zusammengefasst.

Tab. 7.1 Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsszenarien auf die Wassermengenbewirtschaftung verglichen mit Simulationsergebnissen für S 0K in Periode 2015 (2013-2017)

Elemente	Klima S 0K	Klima S 2K und S 3K
Bewirtschaftete Abflüsse	kaum Änderung/leichte Zunahme	deutliche Abnahme (an den meisten Pegeln)
Sicherheit der Einhaltung von Mindestabflüssen	kaum Änderung/leichte Abnahme	deutliche Abnahme (vor allem im Sommer)
Inhalte bestehender wasserwirtschaftlicher Speicher	kaum Änderung/leichte Abnahme	deutliche Abnahme (vor allem im Sommer)
Überleitungsmengen aus der Lausitzer Neiße	kaum Änderung	Zunahme bis 2025, danach kaum Änderung
Versorgungssicherheit der Ansprüche von Wassernutzern	leichte Abnahme	deutliche Abnahme
Flutungsabschluss der Tagebauseen	-	Verzögerung gegenüber S 0K

Basierend auf dem Rückgang der mittleren natürlichen Abflüsse in den Szenarien S 2K und S 3K mit weiteren klimatischen Änderungen (Temperaturerhöhung und Niederschlagsabnahme) ergeben sich deutliche Auswirkungen auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung. Abnehmende Sumpfungswassereinleitungen tragen zusätzlich zu einem Rückgang der bewirtschafteten Abflüsse bei. Kurzfristig können sich im Szenario S 0K, in dem keine weiteren klimatischen Änderungen angenommen werden, Zunahmen der mittleren bewirtschafteten Abflüsse ergeben, da aufgrund des Rückgangs des Grundwasserabsenkungstrichters die natürlichen Abflüsse leicht zunehmen und weiterhin die aktive Flutung einiger Tagebauseen abgeschlossen wird. Insgesamt ist jedoch der Einfluss des potenziellen Rückgangs von Braunkohleförderung und –verstromung gegenüber den Auswirkungen der projizierten Klimaänderungen gering. Aufgrund abnehmender Zuflüsse und durch einen zunehmenden Bewirtschaftungsdruck sinken die Inhalte der wasserwirtschaftlichen Speicher. Daraufhin können vor allem im Sommer die Forderungen der Wassernutzungen, z. B. hinsichtlich der Einhaltung von Mindestabflüssen, nicht eingehalten werden. Auch kann in den Sommerwochen bei den Klimaszenarien S 2K und S 3K der Kühlwasserbedarf der thermischen Kraftwerke nicht vollständig erfüllt werden. Durch die unterschiedliche Bewirtschaftung in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster und der Spree (vor allem durch die Überleitung von Wasser aus der Spree in den Oder-Spree-Kanal bei hohem Abfluss in der Spree) sinken die Jahresmittel der Abflüsse an der Mündung der Schwarzen Elster weniger stark, die Niedrigwasserabflüsse jedoch deutlicher als jene der Spree am Pegel Große Tränke.

Die insbesondere in den Klimaszenarien S 2K und S 3K deutlichen Auswirkungen führen zur Annahme der Hypothese 2. Die bisherige Strategie der Wassermengenbewirtschaftung in der Region zeigt sich nicht als flexibel genug, auch bei Klima- und Landnutzungsänderungen den an sie gestellten Ansprüchen zu genügen.

Daher wurden mögliche Anpassungsmaßnahmen auf ihre Konsequenzen für die regionale Wassermengenbewirtschaftung untersucht. Deren mögliche Konsequenzen sind in Tab. 7.2 zusammengefasst

Tab. 7.2 Potenzielle Konsequenzen von Anpassungsmaßnahmen auf die Wassermengenbewirtschaftung im Vergleich zur jeweiligen Simulationsvariante ohne Anpassung (Lohsa: Verringerung der Ausleitungskapazität des Speichersystems Lohsa II, Leibsch: Erhöhung Mindestabfluss Leibsch)

Elemente	Lohsa	Leibsch	Elbeüberleitung
Bewirtschaftete Abflüsse unterstromig von Lohsa II	Verringerung im Sommer	kaum Änderung	deutliche Zunahme
Sicherheit der Einhaltung von Mindestabflüssen	Verringerung im Sommer	kaum Änderung	deutliche Zunahme
Speicherinhalt von Lohsa II	deutliche Erhöhung (vor allem im Herbst)	kaum Änderung	deutliche Zunahme (vor allem im Frühjahr)
Inhalt weiterer wasserwirtschaftlicher Speicher	deutliche Abnahme	kaum Änderung	deutliche Zunahme (vor allem im Sommer)

Die Anpassungsmaßnahmen, die auf eine geänderte Bewirtschaftung innerhalb des Untersuchungsgebiets abzielen (Verringerung der Ausleitungskapazität des Speichersystems Lohsa II, Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch) haben nur geringe Auswirkungen. Dies ist dadurch zu begründen, dass die wasserwirtschaftlichen Speicher bei klimatischen Änderungen sehr stark beansprucht sind und potenziell nicht noch stärker belastet werden können. Demgegenüber können durch eine Überleitung von Wasser aus der Elbe die potenziell negativen Folgen von Klima- und Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet der Spree deutlich gemildert werden.

Die Hypothese 3, wonach potenziell negative Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung durch wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen gemildert werden können, kann daher unter Einschränkung auf die Option der Elbeüberleitung hinsichtlich des Spreegebiets positiv beantwortet werden.

In den Simulationsergebnissen der Wassermengenbewirtschaftung setzen sich die Unsicherheiten in der Simulation natürlicher Abflüsse aufgrund der Klimaszenarien und deren Realisierungen fort bzw. verstärken sich. Die Unsicherheiten aufgrund des hydrologischen Modells zur Generierung der natürlichen Abflüsse sind vergleichbar mit den Unterschieden zwischen den Klimaszenarien, welche eine weitere Klimaänderung im Untersuchungsgebiet annehmen (S 2K und S 3K).

8 Synthese und generelle Schlussfolgerungen

8.1 Synthese der Ergebnisse

Die Synthese der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit erfolgt anhand der in Kapitel 1 formulierten Hypothesen.

Hypothese 1: Potenzielle Klima- und Landnutzungsänderungen wirken sich auf die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten in den Lausitzer Flusseinzugsgebieten aus.

Aufgrund von ansteigenden Jahresmitteltemperaturen nimmt die potenzielle Verdunstung in den Klimaszenarien S 2K, S 3K und W A1B zu. Durch die in diesen Szenarien projizierte Abnahme der Jahresniederschlagssummen erfolgt allerdings nur eine geringe Zunahme der realen Verdunstung, wohingegen Abfluss und Grundwasserneubildung deutlich zurückgehen. Die Abnahmen der Jahresmittel von Abfluss und Grundwasserneubildung bis 2050 im Vergleich zu Simulationsergebnissen in der Klimanormalperiode 1961-1990 sind in den flachlandigen Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, Dahme und Spree mit bis zu 60 % stärker als im gebirgigen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße mit Abnahmen bis zu 30 %. Der Rückgang von Abfluss und Grundwasserneubildung wird insbesondere im Sommer deutlich.

In Teileinzugsgebieten mit einem hohen Flächenanteil des Grundwasserabsenkungstrichters nimmt in den entsprechenden Rückgangsszenarien, Differenzierung und Globalisierung, im Klimaszenario S 0K der natürliche Abfluss leicht zu. Die mit den Klimaszenarien S 2K, S 3K und W A1B verbundene Abflussabnahme ist jedoch stärker als der Effekt der durch Rückgang des Grundwasserabsenkungstrichters größer werdenden Einzugsgebietsfläche, die zu Zwischen- und Grundwasserabfluss beiträgt. In Szenarien mit einem Anbau der agrarischen Energiepflanzen Silomais, Sonnenblumen bzw. Sorghumhirse auf allen Ackerflächen ist die Klimawirkung auf die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten stärker als die Auswirkungen dieser Landnutzungsänderungen. Lediglich bei Anbau von Winterraps an Stelle von Winterweizen auf allen Ackerflächen wird eine deutliche Abnahme der realen Verdunstung und eine Zunahme von Abfluss und Grundwasserneubildung simuliert. Dieses Szenario erscheint jedoch aus phytosanitären Gründen und durch den klimainduzierten Ertragsrückgang bei Winterraps nicht realistisch.

Die mit Klima- und Landnutzungsänderungen verbundenen Auswirkungen auf die Wasserhaushaltskomponenten sind räumlich unterschiedlich. Im gebirgigen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße wirken sich vergleichbare klimatische Änderungen weniger stark auf relative Änderungen von Abfluss und Grundwasserneubildung aus als in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster, Dahme und Spree. Dies ist durch die unter derzeitigen Bedingungen vergleichsweise geringen Jahresmitteltemperaturen und hohen Jahresniederschlagssummen im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße zu begründen. Von Landnutzungsänderungen sind im Wesentlichen die Teilgebiete betroffen, in denen die entsprechende Landnutzung (Bergbau in Form des Grundwasserabsenkungstrichters; Ackerland) einen hohen Flächenanteil in der Referenzperiode aufweist.

Die analysierten Auswirkungen der potenziellen Klimaänderungen sowie der Landnutzungsänderungen in Form des Rückgangs des Grundwasserabsenkungstrichters und des Anbaus agrarischer Energiepflanzen führen zur Annahme der Hypothese 1.

Hypothese 2: Durch potenzielle Klima- und Landnutzungsänderungen beeinflusste natürliche Wasserhaushaltskomponenten haben Auswirkungen auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung.

Die Wasserverfügbarkeit im Untersuchungsgebiet nimmt durch klimatisch bedingt reduzierte natürliche Abflüsse in den Szenarien S 2K und S 3K und durch den in Bergbauszenarien projizierten Rückgang der Sumpfungswassermengen aus den Tagebauen ab. In Folge dessen sinken die bewirtschafteten Abflüsse. Am Ende des Szenariozeitraums (Periode 2050) werden diese stärker durch die projizierten Klimaänderungen als durch den Rückgang der Braunkohleförderung und damit der Sumpfungswassereinleitungen beeinflusst. Jedoch ist der weitere Rückgang der Sumpfungswassereinleitungen auch deutlich geringer im Vergleich zu dem Rückgang, der seit den Hochzeiten der Braunkohleförderung in den 1980er Jahren bereits erfolgte. In Periode 2015 liegen die bewirtschafteten Abflüsse der Spree unterstromig der Sumpfungswassereinleitungen der Tagebaue im Jahresmittel über den natürlichen Abflüssen. In Periode 2050 entsprechen die Jahresmittel der bewirtschafteten Abflüsse im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster und an der Spree bis zum Pegel Cottbus dann denen der natürlichen Abflüsse (Tab. 8.1).

Tab. 8.1 Natürliche und bewirtschaftete Abflüsse
(Mittelwerte in Periode 2050, Grundlage: Bergbauszenario Globalisierung, SWIM)

Pegel	Klimaszenario	Natürlicher Abfluss [m³/s]	Bewirtschafteter Abfluss [m³/s]
Mündung der Schwarzen Elster	S 0K	20,0	22,0
	S 2K	13,0	12,0
	S 3K	11,0	10,0
Cottbus, Spree	S 0K	11,0	13,0
	S 2K	7,0	8,0
	S 3K	6,5	7,0
Große Tränke, Spree	S 0K	19,0	11,0
	S 2K	12,0	8,5
	S 3K	11,0	6,5

Am Pegel Große Tränke ist jedoch bedingt durch Überleitungen zur Dahme und zum Oder-Spree-Kanal der Bewirtschaftungseinfluss auf die Jahresmittel der Abflüsse größer.

Darüber hinaus zeigt sich der Bewirtschaftungseinfluss vor allem beim Vergleich des Jahresgangs von natürlichen und bewirtschafteten Abflüssen. Beispielsweise am Pegel Cottbus ist in den Klimaszenarien S 2K und S 3K der Jahresgang des bewirtschafteten Abflusses gegenüber dem natürlichen Abfluss vergleichmäßigt, da aus den oberstromigen wasserwirtschaftlichen Speichern im Sommer verstärkte Abgaben des im Winter gespeicherten Wassers erfolgen um Niedrigwasserabflüsse unterhalb zu erhöhen.

Zur Erfüllung des Wasserbedarfs der Nutzer und zur Niedrigwasseraufhöhung werden die wasserwirtschaftlichen Speicher stärker beansprucht, sodass ihre Füllungen vor allem in den Szenarien S 2K und S 3K bis Periode 2050 abnehmen. Trotz stärkerer Beanspruchung der Speicher können jedoch die unterstromigen Mindestabflüsse im Sommer oft nicht eingehalten werden. Auch kann der Wasserbedarf von Wassernutzungen (z. B. Kühlwasserbedarf der thermischen Kraftwerke) in den Sommerwochen z. T. nicht erfüllt werden.

Es zeigt sich, dass die Klima- und Landnutzungsänderungen sich direkt auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung auswirken; somit wird auch die zweite Hypothese angenommen.

Hypothese 3: Potenziell negative Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung können durch wasserwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen gemildert werden.

Zur Prüfung dieser Hypothese wurden drei mögliche Anpassungsmaßnahmen der Wassermengenbewirtschaftung an den Klimawandel untersucht:

- (1) Verringerung der Ausleitungskapazität aus dem Speichersystem Lohsa II von 7,0 m³/s auf 3,0 m³/s,
- (2) Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch von 4,5 m³/s auf 6,0 m³/s,
- (3) Überleitung von Wasser aus der Elbe in die Kleine Spree und die Schwarze Elster.

Davon stellt nur die Überleitung von Wasser aus der Elbe in die Kleine Spree und die Schwarze Elster eine wirksame Anpassungsoption der regionalen Wassermengenbewirtschaftung dar. Da das in Klimaszenarien mit weiterem Temperaturanstieg vor allem im Winter übergeleitete Wasser im Speichersystem Lohsa II zwischengespeichert werden kann, lassen sich insbesondere die Sommerabflüsse der Spree erhöhen. Die negativen Auswirkungen der Klima- und Bergbauszenarien können durch die Elbeüberleitung im Einzugsgebiet der Spree gemildert, aber nicht ausgeglichen werden. Da die Überleitung mit höherer Priorität in die Kleine Spree erfolgt und dort fast vollständig genutzt wird, würde die Elbeüberleitung in dieser Form im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster keine deutliche Minderung der negativen Auswirkungen durch Klima- und Landnutzungsänderungen bewirken.

Zum Erreichen der bisherigen Ziele der Wassermengenbewirtschaftung würde sich in den Einzugsgebieten von Schwarzer Elster und Spree der Bedarf nach weiteren Anpassungsoptionen ergeben. Die dritte Hypothese ist daher nur bei differenzierter Betrachtung von Anpassungsmaßnahmen und räumlich spezifischer Formulierung gültig.

Generell lässt sich aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit schlussfolgern, dass zur Erreichung von Bewirtschaftungszielen und zur Umsetzung von Anpassungsoptionen eine einzugsgebietsbezogene bzw. im Falle von Wasserüberleitungen auch einzugsgebietsübergreifende Bewirtschaftung notwendig ist. Ein weiterer Handlungsansatz ist die Diskussion, ob die derzeitigen Bewirtschaftungsziele (z. B. Einhaltung des Mindestabflusses am Pegel Große Tränke) unter sich potenziell ändernden Bedingungen beizubehalten sind.

8.2 Synthese zu den Unsicherheiten

Den Unsicherheiten in der Simulation potenzieller Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf natürlichen Wasserhaushalt und Wassermengenbewirtschaftung wurden anhand eines Modellensembles begegnet. Dieses beinhaltet die wesentlichen Quellen der mit der Simulation verbundenen Unsicherheiten:

- regionale Klimaänderungen: Regionale Klimamodelle
 - STAR (Szenarien S 0K, S 2K und S 3K mit je 100 Realisierungen),
 - WettReg (Szenario A1B mit 10 Realisierungen, Anwendung nur bei natürlichen Wasserhaushaltskomponenten),
- regionale Änderungen von Braunkohleförderung und –verstromung: Bergbauszenarien
 - Grundwasserabsenkungstrichter: Szenarien Differenzierung, Globalisierung und Extremszenarien Kein Bergbau und Status Quo 2005,
 - Sümpfungswassereinleitung der Tagebaue und Kühlwasserbedarf der thermischen Kraftwerke: Szenarien Differenzierung, Globalisierung und Ländermodell,

- Anbau von Energiepflanzen: Extremszenarien mit Anbau von Winterraps, Silomais, Sonnenblumen und Sorghumhirse auf allen Ackerflächen,
- hydrologische Modellierung: Hydrologische Modelle SWIM und EGMO.

Dabei zeigen sich geringere Unterschiede der mittleren jährlichen natürlichen Wasserhaushaltskomponenten aufgrund des RCM (STAR oder WettReg) als aufgrund des Klimaszenarios (S 0K oder S 2K bzw. S 0K oder S 3K). Bei vergleichbaren Änderungen der Jahresmitteltemperaturen und Jahresniederschlagssummen in S 2K und W A1B ergeben sich durch den unterschiedlichen Jahresgang und die dadurch höhere reale Verdunstung Jahresmittelwerte von Abfluss und Grundwasserneubildung für W A1B, die mit S 3K vergleichbar sind.

Mit den Realisierungen eines Szenarios sind hohe Bandbreiten für die Simulationsergebnisse der natürlichen Wasserhaushaltskomponenten sowie der Wassermengenbewirtschaftung verbunden.

Die Auswirkungen der Bergbauszenarien auf den natürlichen Abfluss sind für Teilgebiete deutlich, welche im Status Quo einen hohen Anteil des Grundwasserabsenkungstrichters aufweisen. Zwischen den Ergebnissen der realistischeren Szenarien Differenzierung und Globalisierung zeigen sich kaum Unterschiede. Bei den bewirtschafteten Abflüssen werden die Unterschiede zwischen den Bergbauszenarien im Spreegebiet deutlicher, sie sind jedoch gegenüber den Auswirkungen der potenziellen klimatischen Änderungen untergeordnet.

Mit Ausnahme eines Anbaus von Winterraps auf allen Ackerflächen haben selbst Extremszenarien eines verstärkten Energiepflanzenanbaus gegenüber den klimatischen Änderungen untergeordnete Bedeutung für die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten.

Die Unsicherheiten aufgrund des genutzten hydrologischen Modells sind demgegenüber sowohl hinsichtlich des natürlichen Abflusses als auch der Auswirkungen auf die Wassermengenbewirtschaftung deutlich. Die Unterschiede der Simulationsergebnisse des natürlichen Abflusses von SWIM und EGMO im Szenario S 2K liegen in ähnlichen Größenordnung wie die Unterschiede zwischen S 2K SWIM und S 3K SWIM. Bei den bewirtschafteten Abflüssen sind die Unterschiede der Ergebnissen basierend auf S 2K SWIM und S 2K EGMO noch deutlicher.

Bezogen auf Jahresmittelwerte ergeben sich folgende Einflüsse auf die Unsicherheiten der Simulation des natürlichen Wasserhaushalts und der Wassermengenbewirtschaftung:

Unsicherheit (Klimaszenario) > Unsicherheit (hydrologisches Modell) > Unsicherheit (Bergbauszenario).

Der Einfluss des hydrologischen Modells ist bei der Betrachtung wöchentlicher Werte und z. B. bei der Neißüberleitung jedoch z. T. höher als der des Klimaszenarios. Die Fortpflanzung der Unsicherheiten in der Modellkette im Sinne der Unsicherheitskaskade (Schneider, 1983; Viner, 2002) wird am Beispiel der Jahresmittel der Abflüsse an der Mündung der Schwarzen Elster und am Pegel Große Tränke in Periode 2050 für Simulationsergebnisse der natürlichen und bewirtschafteten Abflüsse in Tab. 8.2 dargestellt. An der Mündung der Schwarzen Elster sind bei gleichem Mittelwert die Spannweiten und der Interquartilsabstand (zwischen 75 % und 25 % Überschreitungswahrscheinlichkeit) der bewirtschafteten Abflüsse höher als bei den natürlichen Abflüssen. Auch am Pegel Große Tränke ist relativ zum Mittelwert die Spannweite der bewirtschafteten Abflüsse höher als die der natürlichen Abflüsse. Im Interquartilsabstand liegen die Abflüsse an diesem Pegel jedoch durch die Steuerung auf den Mindestabfluss von 8,0 m³/s enger aneinander.

Somit wird geschlussfolgert, dass hinsichtlich der Konsequenzen für die Wasserbewirtschaftung die Unsicherheiten in der Modellkette in einer Unsicherheitskaskade zunehmen. Durch Maßnahmen der Wasserbewirtschaftung werden diese Unsicherheiten für einige Elemente der Wasserbewirtschaftung

reduziert (z. B. Abfluss der Spree am Pegel Große Tränke), vergrößern sich dann aber für andere Elemente (z. B. Überleitung zum Oder-Spree-Kanal).

Tab. 8.2 Vergleich der Unsicherheiten bei der Simulation natürlicher und bewirtschafteter Abflüsse (Werte in Periode 2050, auf Grundlage von 100 Realisierungen des Klimaszenarios S 2K, natürliche Abflüsse S 2K Kein Bergbau SWIM, bewirtschaftete Abflüsse S 2K Ländermodell SWIM)

Pegel	Abfluss [m ³ /s]	Minimum	75 %-Quantil der Überschreitung	Mittelwert	25 %- Quantil der Überschreitung	Maximum
Mündung der Schwarzen Elster	Natürlich	2,5	10,0	13,0	17,0	25,0
	Bewirtschaftet	1,0	4,0	13,0	18,0	>30,0
Große Tränke	Natürlich	2,5	10,0	14,0	17,0	26,0
	Bewirtschaftet	1,0	6,0	8,0	9,0	>26,0

8.3 Generelle Schlussfolgerungen

Für Regionen, in denen ein begrenztes Wasserdargebot bewirtschaftet werden muss, ist der in der vorliegenden Arbeit gewählte Ansatz der Kombination von hydrologischer Modellierung und Wasserbewirtschaftungsmodellierung zu empfehlen. Die gewählten Methoden sind generell zur Analyse der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung geeignet.

Die zum Teil deutlichen Bandbreiten der Ergebnisse unterstreichen das inzwischen übliche Vorgehen in Klimaimpaktstudien, bei dem zur Berücksichtigung von Unsicherheiten nicht Modellketten, sondern Modellensembles mit mehreren Vertretern in den einzelnen Kettengliedern genutzt werden (z. B. Christensen und Lettenmaier, 2007; Prudhomme und Davies, 2009; Bosshard et al., 2013).

Voraussetzung für die Untersuchung der Auswirkung von Klima- und Landnutzungsänderungen auf natürliche Wasserhaushaltskomponenten sind hydrologische Modelle, welche auf Grundlage beobachteter Klima- und Landnutzungsbedingungen gute Ergebnisse hinsichtlich der beobachteten Abflüsse liefern. Daher wird in Klima- und Landnutzungsänderungsstudien im Allgemeinen zunächst die Anpassung der Abflusssimulation an beobachtete Abflüsse verglichen (z.B. Birkel et al., 2012; Förster et al., 2012; Oni et al., 2014).

In der vorliegenden Arbeit ist die Verifizierung der Gültigkeit der hydrologischen Modelle dadurch eingeschränkt, dass aufgrund der starken Einflüsse von Bergbau und Wasserbewirtschaftung die beobachteten Abflüsse an Endpegeln nicht für derartige Vergleiche genutzt werden können. Daher wurde ein Ansatz zur Parametrisierung genutzt, der aus einer Kalibrierung für wenig beeinflusste Teilgebiete und der Modellparametrisierung für die Gesamtgebiete besteht. Die Regionalisierung wurde anhand von verschiedenen Vergleichsdaten des Abflusses (langjährige Beobachtungen und Modellergebnisse) verifiziert. Generell kann der gewählte Ansatz zur Modellparametrisierung auch für andere Einzugsgebiete empfohlen werden, bei denen Beobachtungsdaten an den Gebietsauslasspegeln aufgrund der Datenverfügbarkeit bzw. von Bewirtschaftungseinflüssen nur eingeschränkt zur Modellkalibrierung genutzt werden können. Je nach Eigenschaften der Einzugsgebiete und den dominierenden hydrologischen Prozessen sind dann andere Modellparameter räumlich zu variieren.

Bei SWIM wurde die Szenarienfähigkeit hinsichtlich potenziell trockenerer Verhältnisse bei der Kalibrierung für Teileinzugsgebiete dadurch gewährleistet, dass

- (1) die Parameter bei der Kalibrierung anhand von Gütekriterien angepasst wurden, die auch für den Vergleich von Niedrigwasserabflüssen geeignet sind (Nash-Sutcliffe-Effizienz unter Verwendung logarithmierter Abflüsse, Volumeneffizienz nach Criss und Winston (2008)),
- (2) gemäß den Empfehlungen von Vaze et al. (2010) in den Kalibrierungs- und validierungszeitraum Trockenjahre einbezogen wurden.

Für EGMO standen keine Simulationsergebnisse auf Grundlage beobachteter Klimagrößen zur Verfügung. Daher ist die Szenarienfähigkeit von EGMO anhand der beiden oben genannten Kriterien nicht nachprüfbar. Der Vergleich der reinen Reaktion auf die Klimawirkung war auf Teileinzugsgebiete beschränkt, da für die Gesamteinzugsgebiete keine getrennten Simulationen von EGMO für Klima- und Bergbauszenarien vorlagen. Unterschiede in der Bestimmung der realen Verdunstung in den hydrologischen Modellen könnten höhere Jahresmittel der Abflüsse in S 2K SWIM als in S 2K EGMO erklären. Eine mögliche Ursache dafür, dass trotz geringerer Jahresmittel der Abflüsse bei S 2K EGMO die Sommerabflüsse meist höher sind als bei S 2K SWIM ist die Implementation des Feuchtgebietsansatz mit Zehrwirkung aus dem Abfluss in SWIM nach Conradt et al. (2012b). Weiterhin spielt die Modellstruktur eine größere Rolle für Niedrigwasserabflüsse als für Jahresmittel der Abflüsse. Dadurch bestehen im Sommer und generell in Niedrigwasserperioden besonders hohe Unsicherheiten aufgrund des hydrologischen Modells (Najafi et al., 2011).

Aus den unterschiedlichen Simulationsergebnissen von SWIM und EGMO können folgende allgemeine Schlussfolgerungen für die Nutzung hydrologischer Modelle in Klima- und Landnutzungswandelimpaktstudien abgeleitet werden:

- Aufgrund der Möglichkeit des Einbezugs von Rückkopplungen zwischen den Wasserhaushaltskomponenten, der Nichtlinearität der Reaktionen auf Klima- und Landnutzungsänderungen und der unterschiedlichen Folgen in Abhängigkeit von Einzugsgebietseigenschaften stellen hydrologische Modelle das optimale Werkzeug zur Analyse der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt dar. Die Anwendung statistischer Beziehungen zwischen einzelnen Wasserhaushaltskomponenten und Einzugsgebieten ist, auch wenn diese für Zeiträume in der Vergangenheit gültig waren, sehr eingeschränkt.
- Für Regionen mit tendenziell ansteigenden Temperaturen und abnehmenden Niederschlägen kann in Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit und von Najafi et al. (2011) geschlossen werden, dass bei Klimawandelimpaktstudien ein Ensemble aus mehreren hydrologischen Modellen eingesetzt werden sollte.
- Voraussetzung zur detaillierten Analyse der Simulationsergebnisse verschiedener hydrologischer Modelle im Szenariozeitraum ist in Übereinstimmung mit der Literatur (Jiang et al., 2006; Najafi et al., 2011; Gädeke et al., 2014a) ein Vergleich der Performanz der hydrologischen Modelle beim Vergleich mit Beobachtungsdaten.
- Zur Interpretation der Simulationsergebnisse unter Annahme von Klima- und Landnutzungsänderungen ist es notwendig, die Annahmen und Grenzen des jeweiligen hydrologischen Modells zu kennen. Dies bestätigt die Ergebnisse von Surfleet et al. (2012). Dabei sollte generell berücksichtigt werden, dass Modelle Vereinfachungen der realen Welt darstellen und das Verhalten dieses Vorbilds nicht in allen Details wiedergeben können.

- Auch bei Klimaimpaktstudien mit Fokus auf den Abfluss bietet der Einbezug weiterer Wasserhaushaltskomponenten in die Analysen den Vorteil, die Zusammenhänge zwischen Klimaänderungen und deren Konsequenzen in der hydrologischen Modellierung zu analysieren.
- Klima- und Landnutzungsszenarien sollten zunächst getrennt, und dann kombiniert betrachtet werden, um die Effekte von Klima- und Landnutzungsänderungen zu separieren und Rückkopplungen zu untersuchen.

Die unterschiedlichen Ergebnisse von SWIM und EGMO sind nicht als negativ zu bewerten. Vielmehr wird durch die Bandbreite der Ergebnisse aufgezeigt, dass nicht nur bezogen auf Klima- und Landnutzungsszenarien sondern auch in der Simulation von deren Auswirkungen durch das hydrologische Modell Unsicherheiten bestehen. In der vorliegenden Arbeit ergeben sich diese als Kombination der Unsicherheiten aufgrund der Modellstruktur und der Modellparametrisierung, insbesondere bezüglich der Regionalisierung, wobei auch die Unsicherheit aufgrund des Modellanwenders selbst integriert ist. Aufgrund der hohen Performanz von SWIM bei Vergleich mit beobachteten Abflüssen für Teilgebiete und den plausiblen Ergebnissen der Wasserhaushaltskomponenten bei klimatischen Änderungen sind die Ergebnisse von SWIM für das Untersuchungsgebiet hinsichtlich der betrachteten Szenarien als verlässlich einzustufen. Vergleichbare Ergebnisse von SWIM und den hydrologischen Modellen HBV-light und WaSiM-ETH unter dem Einfluss von Klimaszenarien für Teileinzugsgebiete (Pohle et al., 2013a) bestätigen diese Einschätzung.

Die integrierte Analyse der Auswirkungen des potenziell verstärkten Anbaus von Energiepflanzen auf die natürlichen Wasserhaushaltskomponenten und der klimatischen Änderungen auf die Ertragsentwicklung der Energiepflanzen erlaubt es, die Rückkopplungen zwischen Pflanzenwachstum und Wasserhaushalt zu betrachten. Daraus ist abzuleiten, dass bei Klima- und Landnutzungswandelimpaktstudien, auch wenn sie vorrangig auf Wasserhaushaltskomponenten fokussieren, eventuelle gegenseitige Beeinflussungen untersucht werden sollten. Da Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf Wasserhaushaltskomponenten und Pflanzenerträge räumlich in Hydrotopen diskretisiert betrachtet werden können, stellt somit das ökohydrologische Modell SWIM ein geeignetes Modell für die vorliegende Arbeit dar.

Die natürlichen und bewirtschafteten Abflüsse unterscheiden sich insbesondere in ihrem innerjährlichen Verlauf. Daraus ist abzuleiten, dass in Einzugsgebieten mit Bewirtschaftungseinfluss, z. B. durch Talsperren und Überleitungen, in Analysen zu den Folgen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen die Bewirtschaftung unbedingt einbezogen werden sollte. Dabei sind die meist komplexen Bewirtschaftungsregeln präzise unter Berücksichtigung der Einflussfaktoren und zeitlich und räumlich detailliert abzubilden.

Da die Bewirtschaftungsstrategien im Untersuchungsgebiet nicht flexibel genug sind, auch potenziell negative Folgen von Klima- und Landnutzungsänderungen auszugleichen, sind diese Änderungen wiederum in wasserwirtschaftliche Strategien einzubeziehen. Weiterhin sind auch die Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Anforderungen der Wassernutzer zu berücksichtigen, wie es am Beispiel der thermischen Kraftwerke gezeigt werden konnte.

Die Auswirkungen klimatischer Änderungen im Zusammenhang mit der Limitierung von Ernteerträgen und der Erfüllung des Kühlwasserbedarfs zeigen, dass Strategien zur Energieversorgung auch den Aspekt der Wasserverfügbarkeit berücksichtigen sollten.

9 Zusammenfassung und weiterer Forschungsbedarf

9.1 Zusammenfassung

Zur Analyse der Auswirkungen potenzieller Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt und die Wassermengenbewirtschaftung der Lausitz wurde in der vorliegenden Arbeit ein Modellensemble genutzt. Dieses besteht aus den RCMs STAR (3 Szenarien mit je 100 Realisierungen) und WettReg (Szenario A1B mit 10 Realisierungen), Landnutzungsszenarien zu Bergbau und Energiepflanzenanbau, den hydrologischen Modellen SWIM und EGMO sowie dem Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo.

Als Grundlage zur Simulation natürlicher Wasserhaushaltskomponenten wurde das semidistributive, prozessorientierte ökohydrologische Modell SWIM für Teileinzugsgebiete der Lausitzer Flusseinzugsgebiete, deren Abflussgeschehen nicht von Bergbau und Wasserbewirtschaftung beeinflusst ist, kalibriert und validiert. Dies bildete die Voraussetzung zur Modellparameterregionalisierung für stärker beeinflusste Gebiete, welche anhand von Vergleichsdaten verifiziert wurde.

Die Simulationsergebnisse von SWIM unter Klima- und Landnutzungsszenarien wurden bis 2054 analysiert. Bei Klimaszenarien mit projizierter Zunahme der Jahresmitteltemperatur (S 2K, S 3K, W A1B) zeigten sich ebenfalls Zunahmen der potenziellen Verdunstung um bis zu 30 %. Diese führen aufgrund des in diesen Szenarien angenommenen Rückgangs der Niederschlagsjahressummen zu einem Anstieg der realen Verdunstung um weniger als 10 % und zu einem Rückgang von natürlichem Abfluss und Grundwasserneubildung um bis zu 60 %. Dabei zeigten sich jeweils Unterschiede zwischen den RCMs und Klimaszenarien sowie hohe Bandbreiten aufgrund der je 100 (STAR) bzw. 10 (WettReg) betrachteten Realisierungen eines Szenarios. Die Ergebnisse des Abflusses im Szenario W A1B entsprechen in den Einzugsgebieten der Schwarzen Elster, der Dahme und der Spree ungefähr denen in S 3K. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße liefert WettReg bereits in der Projektion für die Vergangenheit deutlich von den Beobachtungen abweichende Klimadaten im Sinne von höheren Temperaturen und geringeren Niederschläge, da im WettReg-Datensatz keine tschechischen Klimastationen enthalten sind. Demzufolge sind die Simulationsergebnisse des Abflusses und der Grundwasserneubildung bei W A1B in diesem Einzugsgebiet niedriger als in den STAR-Szenarien. Verglichen mit SWIM zeigen die Simulationsergebnisse des konzeptionellen Modells EGMO (von der DHI-WASY GmbH bereitgestellt) im Szenario S 0K (Annahme: keine weitere Klimaänderung) höhere Abflüsse, im Szenario S 2K jedoch einen deutlicheren Abflussrückgang. Die Unsicherheiten aufgrund des hydrologischen Modells sind damit vergleichbar mit denen aufgrund des RCMs und des Klimaszenarios.

Landnutzungsszenarien im Sinne eines Rückgangs des Grundwasserabsenkungstrichters, der als nicht zu Basis- und Zwischenabfluss beitragend parametrisiert wurde, zeigten in S 0K leicht ansteigende natürliche Abflüsse vor allem in Teilgebieten mit vormals großem Anteil der Grundwasserabsenkung. In den anderen Klimaszenarien wirkt sich dieser Effekt nur geringfügig aus.

Entsprechend der Empfehlungen von Lahmer et al. (2001) wurden hinsichtlich Energiepflanzenanbau zunächst Extremszenarien der Landnutzung betrachtet. Diese zogen nur geringe Auswirkungen auf die Wasserhaushaltskomponenten nach sich. Es zeigt sich, dass die integrierte Betrachtung der Auswirkungen des potenziellen Anbaus von Energiepflanzen auf Wasserhaushaltskomponenten und der klimatischen Änderungen auf Ernteerträge die Analyse von Rückkopplungen zwischen Klimagrößen, Wasserhaushaltskomponenten und Ernteerträgen ermöglicht.

Bei der Simulation der Wassermengenbewirtschaftung mit WBalMo ergaben sich durch den projizierten Rückgang des natürlichen Dargebots und der Sumpfungswassereinleitungen in die Vorfluter Abnahmen der bewirtschafteten Abflüsse. Damit steigt der Bewirtschaftungsdruck auf die wasserwirtschaftlichen Speicher, welche hinsichtlich der Erfüllung von Nutzungsansprüchen nicht mehr ausreichend regulierend wirken können. Die Verfeinerung des Simulationszeitschritts und die dynamische Simulation des Kühlwasserbedarfs ermöglichen es, die Konsequenzen der Unterschreitung der Mindestabflüsse und des Defizits in der Kühlwasserversorgung aufzuzeigen. Aufgrund des deutlichen Rückgangs der bewirtschafteten Abflüsse, wodurch in den Szenarien S 2K und S 3K vor allem in den Sommerwochen Mindestabflüsse (z. B. am Pegel Große Tränke als Zuflusspegel für Berlin) deutlich unterschritten werden, ergibt sich der Bedarf an Anpassungsmaßnahmen der Wassermengenbewirtschaftung an den Klima- und Landnutzungswandel.

Hierbei wurde die Elbeüberleitung als geeignete Option der Wassermengenbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Spree ermittelt. Die Überleitungsmengen können im Speichersystem Lohsa II aufgenommen und in Niedrigwasserperioden zur Erhöhung der bewirtschafteten Abflüsse unterstromig genutzt werden. Demgegenüber zeigen die untersuchten Varianten einer geänderten Bewirtschaftung innerhalb des Untersuchungsgebiets keine ausgleichende Wirkung hinsichtlich der negativen Folgen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung. Es wurde gezeigt, dass mit dem in der vorliegenden Arbeit genutzten Modellensemble potenzielle Änderungen des natürlichen Wasserhaushalts und der Wassermengenbewirtschaftung ortsspezifisch quantifiziert, aber auch mögliche Unsicherheiten in den Simulationsergebnissen berücksichtigt werden können. Die Unsicherheiten ergeben sich vor allem hinsichtlich der RCMs, Klimaszenarien und deren Realisierungen, aber auch die Wahl des hydrologischen Modells zeigt große Unsicherheiten bei der Simulation natürlicher Abflüsse. Diese Unsicherheiten pflanzen sich hin zu bewirtschafteten Abflüssen fort. Die Auswirkungen der Wahl der Landnutzungsszenarien sind gegenüber diesen Unsicherheiten eher untergeordnet.

9.2 Weiterer Forschungsbedarf

Die vorgestellte Methodik der Simulation natürlicher Wasserhaushaltskomponenten mit SWIM und der Wassermengenbewirtschaftung mit WBalMo hat großes Potenzial zur Anwendung in weiteren Szenarienstudien in Bezug auf Klima- und Landnutzungsänderungen. Aufgrund der Fortpflanzung der Unsicherheiten aus den Klimaeingangsdaten in der Modellkette wäre es von besonderem Interesse, hierbei weitere und neuere Emissionsszenarien wie die RCPs und RCMs z. B. aus der Initiative EURO-CORDEX (Jacob et al., 2013) einzubeziehen.

Hinsichtlich der mit der hydrologischen Modellierung verbundenen Unsicherheiten könnten z. B. Abflussmessungen an heißen Sommertagen die Identifikation komplexer Zusammenhänge bezüglich der Zehrwirkung in Feuchtgebieten ermöglichen. Auch eine genauere Ermittlung der Verdunstung würde die Aussagekraft der hydrologischen Modellierung deutlich erhöhen.

Bei potenziell gesteigertem Bewässerungsbedarf wie in Tschechien durch Koch et al. (2014a) festgestellt, würden detaillierte Analysen hinsichtlich Anbau und Fruchtfolgen auch von Energiepflanzen zur verbesserten Simulation der Wassermengenbewirtschaftung beitragen.

Da klimatische Änderungen sich auch auf die Wasserqualität auswirken können (Whitehead et al., 2009; Laudon et al., 2013), sind in der Region Lausitz die Auswirkungen der durch Klima- und Landnutzungsänderungen verringerten Abflüsse auf die Wassergüte hinsichtlich der bergbaulich

relevanten Wasserqualitätsprobleme (geringer pH-Wert, hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen) von hoher Relevanz. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit generierten und analysierten Simulationsergebnisse bilden die Voraussetzung für Gütesimulationen. Basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit zeigten Zimmermann et al. (2014) bereits eine negative Beeinflussung der Wassergüte aufgrund verringerten Wasserdargebots im Untersuchungsgebiet. Von starkem Interesse ist, inwiefern diese durch die in der vorliegenden Arbeit diskutierten Anpassungsmaßnahmen der Wassermengenbewirtschaftung abgemildert werden können.

Aufgrund der komplexen wasserwirtschaftlichen Situation ist im Weiteren eine integrierte Betrachtung von Wassermenge und Wassergüte im Untersuchungsgebiet unabdingbar.

Literatur

- Abbott, M. B., Bathurst, J. C., Cunge, J. A., Oconnell, P. E., Rasmussen, J., 1986a: An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, SHE. 1. History and philosophy of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87 (1-2): S. 45-59.
- Abbott, M. B., Bathurst, J. C., Cunge, J. A., Oconnell, P. E., Rasmussen, J., 1986b: An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, SHE. 2. Structure of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87 (1-2): S. 61-77.
- Abbott, M. B., Refsgaard, J. C. (Hrsg.), 1996. *Distributed Hydrological Modelling*. Water Science and Technology Library. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 321 S.
- AD-HOC-AG BODEN, 2005. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Bd. 5. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Hannover. 483 S.
- AfS, 2012. *Statistisches Jahrbuch 2012*. Amt für Statistik Berlin-Brandenburg. Potsdam.
- Alcamo, J., Flörke, M., Märker, M., 2007: Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrological Sciences Journal* 52 (2): S. 247-275.
- Allen, M. R., Ingram, W., 2002: Constraints on future changes in climate and the hydrologic cycle. *NATURE* 419 (224-232)
- Andersen, J., Refsgaard, J. C., Jensen, K. H., 2001: Distributed hydrological modelling of the Senegal River Basin - model construction and validation. *Journal of Hydrology* 247 (3-4): S. 200-214.
- Anderton, S., Latron, M., Gallart, F., 2002: Sensitivity analysis and multi-response, multi-criteria evaluation of a physically based distributed model. *Hydrological Processes* 16 (2): S. 333-353.
- Armenat, M., 2012. *Die "vollkommene Ausbildung" der Schwarzen Elster. Eine multidimensionale Studie zur Wasserwirtschaft und zum Kulturlandschaftswandel 1800-1945*. Waxmann. Münster, New York, München, Berlin. 287 S.
- Arnell, N. W., 1992: Impacts of climatic change on river flow regimes in the UK. *Water and Environment Journal* 6 (5): S. 432-442.
- Arnell, N. W., 1999a: Climate change and global water resources. *Global Environmental Change* 9, Supplement 1: S. S31-S49.
- Arnell, N. W., 1999b: The effect of climate change on hydrological regimes in Europe: a continental perspective. *Global Environmental Change* 9 (1): S. 5-23.
- Arnell, N. W., Gosling, S. N., 2014: The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*: S. 1-15.
- Arnold, J. G., Williams, J. R., Srinivasan, R., King, K. W., Griggs, R. H., 1994. *SWAT. Soil and Water Assessment Tool*. Temple, Texas.
- Asimov, I., 1981. *Asimov on Science Fiction* London. Doubleday. London. 334 S.
- Asseng, S., Ewert, F., Rosenzweig, C., Jones, J. W., Hatfield, J. L., Ruane, A. C., Boote, K. J., Thorburn, J., Rötter, R. P., Cammarano, D., Brisson, N., Basso, B., Martre, P., Aggarwal, P. K., Angulo, C., Bertuzzi, P., Biernath, C., Challinor, A. J., Doltra, J., Gayler, S., Goldberg, R., Grant, R., Heng, L., Hooker, J., Hunt, L. A., Ingwersen, J., Izauralde, R. C., Kersebaum, K. C., Müller, C., Naresh Kumar, S., Nendel, C., O'Leary, G., E., O. J., Osborne, T. M., Palosuo, T., Priesack, C., Ripoche, D., Semenov, M. A., Shcherbak, I., Steduto, P., Stöckle, C., Stratonovitch, P., Streck, T., Supit, I., Fao, T., Travasso, M., Waha, K., Wallach, D., White, J. W., Williams, R., Wolf, J., 2013: Uncertainty in simulating wheat yields under climate change. *Nature Climate Change* 3: S. 827-832.
- ASTER GDEM Validation Team: METI/ERSDAC, N. L., USGS/EROS, 2009. *ASTER Global DEM Validation, Summary Report*.
- Baranyk, P., Fábry, A., 2000. Present level of rapeseed production and the development of the crop in the Czech Republic. In: Paul, V. H., Föllner, I., Evans, N., Williams, I. (Hrsg.): *Integrated Control in Oilseed Crops*. IOBC/WPRS Bulletin 23. IOBC/WPRS. Prag. S. 3-7.
- Bassu, S., Durand, J. L., Lizaso, J., Boote, K. J., Makowski, D., Ruane, A. C., Baron, C., Basso, B., Biernath, C., Boogaard, J., Conij, S., Deryng, D., De Sanctis, G., Gayler, S., Grassini, P., Hoeb, S. B., Izauralde, R. C., Jongschaap, R., Kemanian, A., Kersebaum, C., Müller, C., Nendel, C., Priesack, C., Sau, F., Shcherbak, I., Tao, F., Teixeira, E., Timlin, D., Waha, K., Hatfield, J. L., Corbeels, M., Rosenzweig, C., Jones, J. W., 2012. Uncertainties in maize crop model responses to climate factors. In: Stoddard, F. L., Mäkelä, P. (Hrsg.): *Abstracts of ESA12, the 12th Congress of the European Society of Agronomy, Helsinki, Finland, 20-24 August 2012 Helsinki*. S. 28-29.
- Becker, A., 1975: EGMO-Einzugsgebietsmodelle zur Abflussberechnung, -vorhersage und -simulation. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik* 25 (9): S. 316-322.
- Becker, A., Klöcking, B., Lahmer, W., Pfützner, B., 2002. The hydrological modelling system ARC/EGMO. In: Singh, V. P., Frevert, D. K., Meyer, S. (Hrsg.): *Mathematical models of large watershed hydrology*. Littleton. S. 321-384.
- Bergström, S., 1991: Principles and confidence in hydrological modelling. *Nordic Hydrology* 22 (2): S. 123-136.
- Bergström, S., 1995. The HBV Model. In: Singh, V. P., Frevert, D. K. (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Colorado. S. 443-476.
- Beven, K., 2002: Towards an alternative blueprint for a physically based digitally simulated hydrologic response modelling system. *Hydrological Processes* 16 (2): S. 189-206.

- Beven, K. J., 1989: Changing ideas in hydrology - the case of physically-based models. *Journal of Hydrology* 105 (1-2): S. 157-172.
- Beven, K. J., 1996: The limits of splitting: Hydrology. *Science of the Total Environment* 183 (1-2): S. 89-97.
- Beven, K. J., 2001. *Rainfall-Runoff modelling: the primer*. Wiley. 372 S.
- BGR, 1998. *Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.
- Birkel, C., Tetzlaff, D., Soulsby, C., 2012: Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical headwater catchment. *Hydrological Sciences Journal* 57 (8): S. 1543-1561.
- Blankennagel, J., Schwenkenbecher, J., 2006: Wasserspende für die Spree. *Berliner Zeitung* vom 27.07.2006
- Blazejczak, J., Gornig, M., Hartje, V., 2012: Downscaling nonclimatic drivers for surface water vulnerabilities in the Elbe river basin. *Regional Environmental Change* 12: S. 69-80.
- BMELV, BMU, 2009. *Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorschutz.
- Böhm, U., Kücken, M., Ahrens, W., Block, A., Hauße, D., Keuler, K., Rockel, B., Will, A., 2006: CLM: The climate version of LM: Brief description and long-term application. *Proceedings from the COSMO General Meeting 2005*. COSMO Newsletter 6
- Boorman, D. B., Sefton, C. E. M., 1997: Recognising the uncertainty in the quantification of the effects of climate change on hydrological response. *Climatic Change* 35 (4): S. 415-434.
- Bormann, H., 2010: Runoff Regime Changes in German Rivers due to Climate Change. *Erdkunde* 64 (3): S. 257-279.
- Bormann, H., Breuer, L., Gräff, T., Huisman, J. A., 2007: Analysing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis. *Ecological Modelling* 209 (1): S. 29-40.
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., 2000. *CORINE land cover technical guide - Addendum 2000*. EEA Technical Report European Environment Agency. Kopenhagen.
- Bosshard, T., Carambia, M., Goergen, K., Kotlarski, S., Krahe, P., Zappa, M., Schär, C., 2013: Quantifying uncertainty sources in an ensemble of hydrological climate-impact projections. *Water Resources Research* 49: S. 1523-1536.
- Both, W., Grünewald, U., Schramm, M., 1995. *Wasserbewirtschaftung im bergbaubeeinflussten Einzugsgebiet der Spree*. In: Ehrenkolloquium zur Wasserbewirtschaftung als komplexe Aufgabe. *Proceedings 6 des Dresdner Grundwasserforschungszentrum Dresden*. S. 41-58.
- Braun, P., Finke, W., Gnauck, A., Schramm, M., Thiele, W., 1988: Rechnergestütztes System der langfristigen Flußgebietsbewirtschaftung am Beispiel der Spree. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik* 38 (1): S. 9-11.
- Bronstert, A., 2004. *Probleme, Grenzen und Herausforderungen der hydrologischen Modellierung: Wasserhaushalt und Abfluss*. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Flussgebietsbewirtschaftung - quo vadis Modellierung*, Workshop am 11./12.11.2003 in Koblenz Koblenz. S. 144-172.
- Bronstert, A., Kolokotronis, V., Schwandt, D., Straub, H., 2007: Comparison and evaluation of regional climate scenarios for hydrological impact analysis: General scheme and application example. *International Journal of Climatology* 27 (12): S. 1579-1594.
- Bronstert, A., Lahmer, W., Krysanova, V., 2003: *Klimaänderung in Brandenburg und Folgen für den Wasserhaushalt*. *Naturschutz und Landespflege Brandenburg* 12: S. 72-79.
- Brudy-Zippelius, T., 2003. *Wassermengenbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Ruhr: Simulation und Echtzeitbetrieb*. Dissertation. Universität Fridericiana zu Karlsruhe.
- Bundesverband Braunkohle, Kohlenförderung. Zuletzt abgerufen am 06.05.2014. <http://www.braunkohle.de/pages/layout2sp.php?page=232>
- Burn, D. H., Boorman, D. B., 1993: Estimation of hydrological parameters at ungauged catchments. *Journal of Hydrology* 143 (3-4): S. 429-454.
- Büttner, G., Feranec, J., Jaffrain, G., 2002. *CORINE land cover update 2000 - Technical guidelines*. EEA Technical Report European Environment Agency. Kopenhagen.
- Buytaert, W., Beven, K., 2009: Regionalization as a learning process. *Water Resources Research* 45 (W11419): S. 1-13.
- Calder, I. R., 1992. *Hydrologic effects of land use change*. In: Maidment, D. R. (Hrsg.): *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill. New York.
- Capell, R., Tetzlaff, D., Essery, R., Soulsby, C., 2014: Projecting climate change impacts on stream flow regimes with tracer-aided runoff models - preliminary assessment of heterogeneity at the mesoscale. *Hydrological Processes* 28 (3): S. 545-558.
- Capell, R., Tetzlaff, D., Soulsby, C., 2013: Will catchment characteristics moderate the projected effects of climate change on flow regimes in the Scottish Highlands? *Hydrological Processes* 27 (5): S. 687-699.
- Carey, S. K., Tetzlaff, D., Seibert, J., Soulsby, C., Buttle, J., Laudon, H., McDonnell, J., McGuire, K., Caissie, D., Shanley, J., Kennedy, M., Devito, K., Pomeroy, J. W., 2010: Inter-comparison of hydro-climatic regimes across northern catchments: synchronicity, resistance and resilience. *Hydrological Processes* 24 (24): S. 3591-3602.
- CGS, 2005. *Bodenkarte der Tschechischen Republik 1:1 000 000*. Tschechischer Geologischer Dienst.

- Charlson, R. J., Schwartz, S. E., Hales, J. M., Cess, R. D., Coakley, J. A., Hansen, J. E., Hofmann, D. J., 1992: Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science* 255 (5043): S. 423-430.
- Chloupek, O., Hrstkova, P., Schweigert, P., 2004: Yield and its stability, crop diversity, adaptability and response to climate change, weather and fertilisation over 75 years in the Czech Republic in comparison to some European countries. *Field Crops Research* 85 (2-3): S. 167-190.
- Chmielewski, F. M., Müller, A., Bruns, E., 2004: Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany, 1961-200. *Agricultural and Forest Meteorology* 121: S. 69-78.
- Chmielewski, F. M., Müller, A., Kuchler, W., 2005: Possible impacts of climate change on natural vegetation in Saxony (Germany). *International Journal of Biometeorology* 2005 (50): S. 9.
- Christensen, N. S., Lettenmaier, D. P., 2007: A multimodel ensemble approach to assessment of climate change impacts on the hydrology and water resources of the Colorado River Basin. *Hydrology and Earth System Sciences* 11 (4): S. 1417-1434.
- Clarke, R. T., 1973: A review of some mathematical models used in hydrology, with observations on their calibration and use. *Journal of Hydrology* 19 (1): S. 1-20.
- Conradt, T., Koch, H., Hattermann, F. F., Wechsung, F., 2012a: Precipitation or evapotranspiration? Bayesian analysis of potential error sources in the simulation of sub-basin discharges in the Czech Elbe River basin. *Regional Environmental Change* 12: S. 649-661.
- Conradt, T., Koch, H., Hattermann, F. F., Wechsung, F., 2012b: Spatially differentiated management-revised discharge scenarios for an integrated analysis of multi-realisation climate and land use scenarios for the Elbe River basin. *Regional Environmental Change*: S. 1-16.
- Conradt, T., Kundzewicz, Z. W., Hattermann, F. F., Wechsung, F., 2007: Measured effects of new lake surfaces on regional precipitation. *Hydrological Sciences Journal* 52 (5): S. 936-955.
- Criss, R. E., Winston, W. E., 2008: Do Nash values have value? Discussion and alternate proposals. *Hydrological Processes* 22 (14): S. 2723-2725.
- Dannowski, R., Steidl, J., 2000. Modellierung des Gebietswasserhaushalts mit dem Modell ABIMO. In: Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): *Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte*. 27. S. 24-40.
- De Martonne, E., 1926: L'indice d'aridité. *Bulletin de l'Association des géographes français* 9: S. 3-5.
- DeFries, R., Eshleman, N. K., 2004: Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrological Processes* 18 (11): S. 2183-2186.
- DESTATIS, 2007. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. *Methodische Grundlagen der Strukturhebungen in landwirtschaftlichen Betrieben 2007. Fachserie 3 Reihe 2. Statistisches Bundesamt*.
- DESTATIS, 2013. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. *Wachstum und Ernte - Feldfrüchte 2012. 3.1.2. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden*.
- DHI, 2000. MIKE BASIN - a tool for river basin planning and management. *User Manual for MIKE BASIN 2000. Danish Hydraulic Institute. Horsholm, Dänemark*.
- Döll, P., Müller Schmied, H., 2012: How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environmental Research Letters* 7 (014037)
- Dooge, J. C. I., 1982. Parameterization of hydrologic processes. In: Eagleson, P. S. (Hrsg.): *Land Surface Processes in Atmospheric General Circulation Models*. Cambridge University Press. Cambridge. S. 243-288.
- Dowlatabadi, H., 1995: Integrated assessment models of climate change - An incomplete overview. *Energy Policy* 23 (4/5): S. 289-296.
- Driescher, E., 2003. Veränderungen an Gewässern Brandenburgs in historischer Zeit. In: Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): *Studien und Tagungsberichte* 47.
- Duan, Q. Y., Ajami, N. K., Gao, X., Sorooshian, S., 2007: Multi-model ensemble hydrologic prediction using Bayesian model averaging. *Advances in Water Resources* 30 (5): S. 1371-1386.
- Duan, Q. Y., Sorooshian, S., Gupta, V., 1992: Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. *Water Resources Research* 28 (4): S. 1015-1031.
- DWD, Zeitreihen von Gebietsmitteln. *Deutscher Wetterdienst. Zuletzt abgerufen am 10.02.2014.*
http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima_Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fdaten__gebietsmittel__node.html%3F__nnn%3Dtrue
- Efstratiadis, A., Koutsoyiannis, D., 2010: One decade of multi-objective calibration approaches in hydrological modelling: a review. *Hydrological Sciences Journal* 55 (1): S. 58-78.
- Egbuniwe, N., Todd, D. K., 1976: Application of the Stanford watershed model to Nigerian watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 12 (3): S. 449-460.
- Eisenreich, S. J., 2005. *Climate Change and the European Water Dimension. Technical Report. European Commission: Joint Research Centre. Ispra, Italien*.
- EK, 2005. *Mitteilung der Kommission. Aktionsplan für Biomasse. Brüssel*.
- EK, 2012. *Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Ein Blueprint für den Schutz der Europäischen Wasserressourcen. Brüssel*.

- El Hassan, A. A., Sharif, H. O., Jackson, T., Chintalapudi, S., 2013: Performance of a conceptual and physically based model in simulating the response of a semi-urbanized watershed in San Antonio, Texas. *Hydrological Processes*: S. 3394-3408.
- Enke, W., Deutschländer, T., Schneider, K., Kuchler, W., 2005a: Results of five regional climate studies applying a weather pattern based downscaling method to ECHAM4 climate simulation. *Meteorologische Zeitschrift* 14 (2): S. 247-257.
- Enke, W., Schneider, F., Deutschländer, T., 2005b: A novel scheme to derive optimized circulation pattern classifications for downscaling and forecast purposes. *Theoretical and Applied Climatology* 82 (1): S. 51-63.
- Estrella, N., Sparks, T. H., Menzel, A., 2007: Trends and temperature response in the phenology of crops in Germany. *Global Change Biology* 13 (8): S. 1737-1747.
- European Soil Bureau, 2001. The European Soil Database. Soil Geographical Database of Eurasia at Scale 1:1 000 000. Version 4 beta.
- Fernandez, W., Vogel, R. M., Sankarasubramanian, A., 2000: Regional calibration of a watershed model. *Hydrological Sciences Journal* 45 (5): S. 689-707.
- FGGE, 2009. Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Magdeburg.
- Field, R., Masters, H., Singer, M., 1982: Porous pavement - research - development and demonstration. *Transportation Engineering Journal of Asce* 108 (3): S. 244-258.
- Finke, W., Bjarsch, B., 1996: Methoden zur Bereinigung von Abflussmessreihen um die Einflüsse der Wassernutzungen. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* 40 (5): S. 194-203.
- Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K., Frede, H. G., 2001: Hydrologic Response to land use changes on the catchment scale. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26 (7-8): S. 577-582.
- Förster, H., Lilliestam, J., 2010: Modeling thermoelectric power generation in view of climate change. *Regional Environmental Change* 10 (4): S. 327-338.
- Förster, K., Gelleszun, M., Meon, G., 2012: A weather dependent approach to estimate the annual course of vegetation parameters for water balance simulations on the meso- and macroscale. *Adv. Geosci.* 32: S. 15-21.
- Fowler, H. J., Blenkinsop, S., Tebaldi, C., 2007: Linking climate change modelling to impact studies: recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling. *International Journal of Climatology* 27: S. 1547-1578.
- Frederick, K. D., Major, D. C., 1997: Climate Change and Water Resources. *Climatic Change* 37 (1): S. 7-23.
- Freeze, R. A., Harlan, R. L., 1969: Blueprint for a physically-based, digitally-simulated hydrologic response model. *Journal of Hydrology* 9 (3): S. 237-258.
- Frett, S., Gabriel, T., 2008. Die Betriebszentrale am Wasserstraßenkreuz Magdeburg - neue Möglichkeiten für eine optimierte Wasserbewirtschaftung. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Wasserbewirtschaftung und Niedrigwasser. Kolloquium am 26./27. Mai 2008 in Koblenz.* Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz. S. 116-126.
- Fu, G., Charles, S. P., Chiew, F. H. S., 2007: A two-parameter climate elasticity of streamflow index to assess climate change effects on annual streamflow. *Water Resources Research* 43 (W11419): S. 1-12.
- Gädeke, A., Hölzel, H., Koch, H., Pohle, I., Grünwald, U., 2014a: Analysis of uncertainties in the hydrological response of a model-based climate change impact assessment in a subcatchment of the Spree River, Germany. *Hydrological Processes* 28 (12): S. 3978-3998.
- Gädeke, A., Koch, H., Pohle, I., Grünwald, U., 2014b. Möglichkeiten zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in Klimawandelimpaktstudien. In: Cyffka, B. (Hrsg.): *Wasser - Landschaft - Mensch in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. Beiträge zum Tag der Hydrologie 20./21. März 2014 an der Katholischen Universität Eichstätt-Ingolstadt Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA.* Hennef. S. 49-56.
- Gerstengarbe, F.-W., Werner, P. C., Orlowsky, B., Wodinski, M., 2008. Klimaprojektion für Ostdeutschland. Die Ertragsfähigkeit ostdeutscher Ackerflächen unter Klimawandel 1. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. Potsdam.
- Gerstengarbe, F. W., Werner, P. C., Österle, H., Wechsung, F., 2011a. Regionale Klimatrends. In: Wechsung, F., Koch, H., Gräfe, P. (Hrsg.): *Elbe-Atlas des globalen Wandels.* Weißensee Verlag. Berlin. S. 26-30.
- Gerstengarbe, F. W., Werner, P. C., Österle, H., Wechsung, F., 2011b. Regionales Klimaszenario STAR 2K. In: Wechsung, F., Koch, H., Gräfe, P. (Hrsg.): *Elbe-Atlas des globalen Wandels.* Weißensee Verlag. Berlin. S. 44-49.
- Gleick, P. H., 1986: Methods for evaluating the regional hydrologic impacts of global climatic changes. *Journal of Hydrology* 88 (1-2): S. 97-116.
- Gleick, P. H., 1987: Regional hydrologic consequences of increases in atmospheric CO₂ and other trace gases. *Climatic Change* 10: S. 137-161.
- Gluga, B., König, B., 1989. VERMO - Ein Modell für die Berechnung des Jahreganges der Evaporation, Versickerung und Grundwasserneubildung. Tagungsbericht 275 Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR. Berlin.

- Graham, L. P., Andreasson, J., Carlsson, B., 2007: Assessing climate change impacts on hydrology from an ensemble of regional climate models, model scales and linking methods - a case study on the Lule River Basin. *Climatic Change* 81: S. 293-307.
- Grayson, R. B., Moore, I. D., McMahon, T. A., 1992: Physically based hydrologic modeling. 1. A terrain-based model for investigative purposes. *Water Resources Research* 28 (10): S. 2639-2658.
- Grünewald, U., 1978. Ein Beitrag zur mathematischen Modellierung von Wasserbewirtschaftungssystemen unter Berücksichtigung des Zufallscharakters der Dargebotsgrößen. Dissertation (B). Technische Universität Dresden.
- Grünewald, U., 1999: Einzugsgebietsbezogene Wasserbewirtschaftung als fach- und länderübergreifende Herausforderung. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 43 (6): S. 292-301.
- Grünewald, U., 2001a. Wasserwirtschaftliche Planungen. In: Lecher, K., Lühr, H.-P., Zanke, U. C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Verlag Paul Parey. Berlin. S. 1123-1163.
- Grünewald, U., 2001b: Water resources management in river catchments influenced by lignite mining. *Ecological Engineering* 17 (2-3): S. 143-152.
- Grünewald, U., 2005. Probleme der integrierten Wasserbewirtschaftung im Spree-Havel-Gebiet im Kontext des globalen Wandels. In: Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Weißensee Verlag. Berlin. S. 209-218.
- Grünewald, U., 2009: Integrierte Wasserbewirtschaftung in bergbaulich beeinflussten Flussgebieten Ostdeutschlands. *UmweltWirtschaftsForum* 17 (3): S. 243-250.
- Grünewald, U., 2010. Wasserbilanzen der Region Berlin-Brandenburg. In: Materialien der Interdisziplinären Arbeitsgruppe Globaler Wandel - Regionale Entwicklung. 2. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin.
- Grünewald, U., 2012. Von einfachen wasserwirtschaftlichen Summenbilanzen zu detaillierten Instrumentarien der Wasserbewirtschaftung für komplexe wasserwirtschaftliche Systeme. In: Gewässerkunde, B. f. (Hrsg.): Überregionale Wasserbewirtschaftung – Entwicklung und Einsatz eines Informationssystems und verschiedener Modelle. Kolloquium am 12./13. Oktober 2011 in Hannover. Veranstaltungen 2/2012, Koblenz, April 2012. Druckerei des BMVBS Bonn.
- Grünewald, U., Kaltofen, M., Kaden, S., Schramm, M., 2001: Länderübergreifende Bewirtschaftung der Spree und der Schwarzen Elster. *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48 (2): S. 205-213.
- Grünewald, U., Schoenheinz, D., Fleischhammel, P., Ender, R., Schapp, A., Uhlmann, W., Seiler, D., Zimmermann, K., 2012. Perspektive See. Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Bergbaufolgeseen. Abschlussbericht zum Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. BTU Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft und IWB Dresden im Auftrag der LMBV GmbH. Cottbus.
- Grünewald, U., Schümberg, S., Rolland, W., 1995. Zwischenbericht zum Thema Hochwasser-Vorhersagemodell für das Flußgebiet der Spree von der Talsperre Spremberg bis zur Stadtgrenze von Berlin (unveröffentlicht). Teil 1. Brandenburgische Universität Cottbus. Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft.
- Gupta, H. V., Sorooshian, S., Yapo, P. O., 1998: Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resources Research* 34 (4): S. 751-763.
- Guse, B., Pfannerstill, M., Geertz, J., Fohrer, N., 2014. Einzugsgebietsmodellierung des Einflusses von dynamischen Änderungen in der räumlichen Verteilung von Ackerfrüchten auf die Wasserqualität in drei Landnutzungsszenarien. In: Cyffka, B. (Hrsg.): Wasser - Landschaft - Mensch in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. Beiträge zum Tag der Hydrologie 20./21. März 2014 an der Katholischen Universität Eichstätt-Ingolstadt Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA. Hennef. S. 103-111.
- HAD, 2000. ergänzt 2001, 2003. Hydrologischer Atlas von Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn.
- Hafner, S., 2003: Trends in maize, rice, and wheat yields for 188 nations over the past 40 years: a prevalence of linear growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 97 (1-3): S. 275-283.
- Hagemann, S., Jacob, D., 2007: Gradient in the climate change signal of European discharge predicted by a multi-model ensemble. *Climatic Change* 81: S. 309-327.
- Hardison, E. C., O'Driscoll, M. A., DeLoatch, J. P., Howard, R. J., Brinson, M. M., 2009: Urban Land Use, Channel Incision, and Water Table Decline Along Coastal Plain Streams, North Carolina. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 45 (4): S. 1032-1046.
- Harrison, P. A., Butterfield, R. E., 1996: Effects of climate change on Europe-wide winter wheat and sunflower productivity. *Climate Research* 7: S. 225-241.
- Hassanzadeh, E., Elshorbagy, A., Wheeler, H., Gober, P., 2014: Managing water in complex systems: An integrated water resources model for Saskatchewan, Canada. *Environmental Modelling & Software* 58 (0): S. 12-26.
- Hattermann, F. F., Gömann, H., Conradt, T., Kaltofen, M., Kreins, P., Wechsung, F., 2007: Impacts of global change on water-related sectors and society in a trans-boundary central European river basin - Part 1: project framework and impacts on agriculture. *Advances in Geosciences* 11: S. 85-92.

- Hattermann, F. F., Huang, S., Koch, H., 2010. Simulation der Wirkung von Klimaänderungen und Klimamodellunsicherheit auf den Wasserhaushalt für deutsche Flussgebiete. Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen. Scientific Technical Report 10/10. Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam.
- Hattermann, F. F., Krysanova, V., Hesse, C., 2008a: Modelling wetland processes in regional applications. *Hydrological Sciences Journal* 53 (5): S. 1001-1012.
- Hattermann, F. F., Post, J., Krysanova, V., Conradt, T., Wechsung, F., 2008b: Assessment of Water Availability in a Central-European River Basin (Elbe) under Climate Change. *Advances in Climate Change Research* 4: S. 42-50.
- Hattermann, F. F., Wattenbach, M., Krysanova, V., Wechsung, F., 2005: Runoff simulations on the macroscale with the ecohydrological model SWIM in the Elbe catchment-validation and uncertainty analysis. *Hydrological Processes* 19: S. 21.
- Henrichsmeyer, W., Cypris, C., Löhe, W., Meudt, M., 1996: Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96 am Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, Agrarpolitik und Landwirtschaftliches Informationswesen der Universität Bonn. *Agrarwirtschaft* 4/5: S. 213-215.
- Herrmann, A., 1992. Regionalisierung von Gebietsparametern in Wasserhaushaltsmodellen. In: Kleeberg, H.-B. (Hrsg.): *Regionalisierung in der Hydrologie*. Deutsche Forschungsgesellschaft, Mitteilung der Senatskommission für Wasserforschung 11. Weinheim.
- Heuvelmans, G., Muys, B., Feyen, J., 2004: Analysis of the spatial variation in the parameters of the SWAT model with application in Flanders, Northern Belgium. *Hydrology and Earth System Sciences* 8 (5): S. 931-939.
- Hibbert, A. R., 1967. *Forest treatment effects on water yield* Pergamon. Tarrytown, New York.
- Hoegh-Guldberg, O., 1999: Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research* 50 (8): S. 839-866.
- Holländer, H. M., Bormann, H., Blume, T., Buytaert, W., Chirico, G. B., Exbrayat, J. F., Gustafsson, D., Hölzel, H., Krauß, T., Kraft, P., Stoll, S., Blöschl, G., Flühler, H., 2014: Impact of modellers' decisions on hydrological a priori predictions. *Hydrology and Earth System Sciences* 18: S. 2065-2085.
- Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noguer, M., Van der Linden, P. J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C. A. (Hrsg.), 2001. *Climate change 2001: The scientific basis - contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Hoymann, J., 2010: Spatial allocation of future residential land use in the Elbe River Basin. *Environment and Planning B: Planning and Design* 37 (5): S. 911-928.
- Hoymann, J., 2011a: Accelerating urban sprawl in depopulating regions: a scenario analysis for the Elbe River Basin. *Regional Environmental Change* 11 (1): S. 73-86.
- Hoymann, J., 2011b. Entwicklung der Siedlungsflächen und Landnutzung. In: Wechsung, F., Koch, H., Gräfe, P. (Hrsg.): *Elbe-Atlas des globalen Wandels*. Weißensee Verlag. Berlin.
- Huang, S., Hattermann, F. F., Krysanova, V., Bronstert, A., 2013: Projections of climate change impacts on river flood conditions in Germany by combining three different RCMs with a regional eco-hydrological model. *Climatic Change* 116: S. 631-663.
- Huntington, T. G., 2006: Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. *Journal of Hydrology* 319 (1-4): S. 83-95.
- IfWW, 1959. N-A-U-Karte 1921 - 1940 über das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik 1:200 000 Niederschlagshöhen und -gleichen, Abflusshöhen und -gleichen, Unterschiedswerte und -gleichen, Abflüsse und Abflusspenden Institut für Wasserwirtschaft. Berlin.
- IPCC, 2000. IPCC Special Report Emission Scenarios. Summary for policymakers. A special report of IPCC Working group III. Intergovernmental Panel on Climate Change. Genf.
- IPCC, 2007a. Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability - summary for policymakers. Contribution of working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Parry, M., Canziani, O. F., Palutikof, J. P., van der Linden, P. J., Hanson, C. E. (Hrsg.): Cambridge University Press. Cambridge. S. 976.
- IPCC, 2007b. Impacts, Adaptation and Vulnerability - summary for policymakers. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. . Cambridge, New York.
- IUNG, 2012. Landwirtschaftliche Bodenkarte der Republik Polen 1:100 000. Institut für Pflanzenzüchtung und Bodenkunde. Pulawy.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O. B., Bouwer, L. M., Braun, A., Colette, A., Deque, M., Georgievski, G., Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K., Kovats, S., Kröner, N., Kotlarski, S., Kriegsmann, A., Martin, E., van Meijgaard, E., Moseley, C., Pfeifer, S., Preuschmann, S., Radermacher, C., Radtke, K., Rechid, D., Rounsevell, M., Samuelsson, P., Somot, S., Sousanna, J.-F., Teichmann, C., Valentini, R., Vautard, R., Weber, B., Yiou, P., 2013: EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*
- Jacob, D., Podzun, R., 1997: Sensitivity studies with the Regional Climate Model REMO. *Meteorology and Atmospheric Physics* 63 (1-2): S. 119-129.

- Jäkel, K., 2012. Sorghumhirsen – Alternative C4-Pflanzen mit viel Potenzial. Vortrag auf dem 3. Forum Energiepflanzen, 05.07.2012 in Jena.
- Jha, M. K., Das Gupta, A., 2003: Application of Mike Basin for water management strategies in a watershed. *Water International* 28 (1): S. 27-35.
- Jiang, T., Chen, Y. D., Xu, C.-Y., Chen, X., Chen, X., Singh, V. P., 2006: Comparison of hydrological impacts of climate change simulated by six hydrological models in the Dongjiang Basin. *Journal of Hydrology* 336: S. 316-333.
- Kaden, S., Schramm, M., 2000: Control model Spree/Schwarze Elster - a tool to optimise rehabilitation of water resources in the Lusatian mining district. *Landscape and Urban Planning* 51 (2-4): S. 101-108.
- Kaden, S., Schramm, M., Redetzky, M., 2004. ArcGRM: interactive simulation system for water resources planning and management in river basins. In: Xi, R. Z., Gu, W. Z., Seiler, K. P. (Hrsg.): *Research basins and hydrological planning*. Taylor & Francis. London, UK. S. 185-192.
- Kaden, S., Schramm, M., Redetzky, M., 2005. Großräumige Wasserbewirtschaftungsmodelle als Instrumentarium für das Flussgebietsmanagement. In: Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.): *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft - Bd. 6: Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet (GLOWA-Elbe)*. Weißensee Verlag. Berlin. S. 223-233.
- Kaltofen, M., 1999. Mehrdimensionale Simulation des Durchflussprozesses in Tagesmittelwerten unter Beachtung seiner Eigenschaften auf höheren Zeitschrittebenen und bei Niedrigwasser. Dissertation. Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Kaltofen, M., Dietrich, O., Hentschel, M., Kaden, S., Koch, H., Mazur, K., Redetzky, M., Schweigert, S., 2008. Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo GLOWA-Elbe; Überblick und ausgewählte Ergebnisse für das deutsche Einzugsgebiet. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Wasserbewirtschaftung und Niedrigwasser*. Kolloquium am 26./27. Mai 2008 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz. S. 43-52.
- Kaltofen, M., Hentschel, M., Kaden, S., Dietrich, O., Koch, H., 2014a. Wasserverfügbarkeit im deutschen Elbegebiet. In: Wechsung, F., Hartje, V., Kaden, S., Venohr, M., Hansjürgens, B., Gräfe, P. (Hrsg.): *Die Elbe im globalen Wandel. Eine integrative Betrachtung*. 9. Weißensee Verlag. Berlin. S. 377-403.
- Kaltofen, M., Koch, H., Schramm, M., Grünewald, U., Kaden, S., 2004: Anwendung eines Langfristbewirtschaftungsmodells für multikriterielle Bewertungsverfahren - Szenarien des globalen Wandels im bergbaugesprägten Spreegebiet. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 48 (2): S. 60-70.
- Kaltofen, M., Redetzky, M., Zimmermann, K., Uhlmann, W., 2014b. Online-Kopplung des Wasserhaushaltsmodells WBalMo Spree-Schwarze Elster mit dem hydrochemischen Flussgebietsmodell. In: Kaden, S., Dietrich, O., Theobald, S. (Hrsg.): *Wassermanagement im Klimawandel – Möglichkeiten und Grenzen von Anpassungsmaßnahmen*. oekom Verlag. München. S. 411-423.
- Karl, T. R., Riebsame, W. E., 1989: The impact of decadal fluctuations in mean precipitation and temperature on runoff: a sensitivity study over the United States. *Climatic Change* 15: S. 423-447.
- Karl, T. R., Trenberth, K. E., 2003: Modern global climate change. *Science* 302 (5651): S. 1719-1723.
- Kay, A. L., Davies, H. N., Bell, V. A., Jones, R. G., 2009: Comparison of uncertainty sources for climate change impacts: flood frequency in England. *Climatic Change* 92 (1-2): S. 14-63.
- Kenkmann, T., 2010. Biomassestrategie des Landes Brandenburg. Potsdam.
- Kleeberg, H.-B., 1994. Modellierung der Bewirtschaftung des Überleitungssystems Main-Donau-Kanal. In: *Wasserbewirtschaftung an Bundeswasserstraßen. Ausgewählte Beiträge zum Kolloquium am 2. Februar 1994 BfG Mitteilung Nr. 8*. Berlin. S. 45-53.
- Kleeberg, H.-B., Cemus, J., 1992. Regionalisierung hydrologischer Daten - Definitionen. In: Kleeberg, H.-B. (Hrsg.): *Regionalisierung in der Hydrologie*. Deutsche Forschungsgesellschaft, Mitteilung der Senatskommission für Wasserforschung 11. Weinheim.
- Klemes, V., 1986: Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal* 31 (3): S. 13-24.
- Klöcking, B., Haberlandt, U., 2002: Impact of land use changes on water dynamics - a case study in temperate meso and macroscale river basins. *Physics and Chemistry of the Earth* 27 (9-10): S. 619-629.
- Koch, H., Grünewald, U., 2011. Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel in Deutschland. *acatech Materialien Nr. 5*. München.
- Koch, H., Grünewald, U., Kaltofen, M., Kaden, S., 2009: Anpassungsstrategien für die Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel im Einzugsgebiet der Spree. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2 (11): S. 600-605.
- Koch, H., Kaltofen, M., Grünewald, U., Messner, F., Karkuschke, M., Zwirner, O., Schramm, M., 2005: Scenarios of water resources management in the Lower Lusatian mining district, Germany. *Ecological Engineering* 24 (1-2): S. 49-57.
- Koch, H., Kaltofen, M., Kaden, S., Grünewald, U., 2014a. Wasserverfügbarkeit im tschechischen Einzugsgebiet. In: Wechsung, F., Hartje, V., Kaden, S., Venohr, M., Hansjürgens, B., Gräfe, P. (Hrsg.): *Die Elbe im globalen Wandel. Eine integrative Betrachtung*. 9. Weißensee Verlag. Berlin. S. 405-450.
- Koch, H., Kaltofen, M., Schramm, M., Grünewald, U., 2006: Adaptation strategies to global change for water resources management in the Spree river Catchment, Germany. *International Journal of River Basin Management* 4 (4): S. 273-281.

- Koch, H., Mazur, K., Grünewald, U., 2008a. Coupling of surface water management and groundwater dynamics for mining pit lakes. In: *Groundwater–Surface Water Interaction: Process Understanding, Conceptualization and Modelling* (Proceedings of Symposium HS1002 at IUGG2007, Perugia, July 2007). 321. Perugia.
- Koch, H., Mazur, K., Grünewald, U., Kaltofen, M., Grossmann, M., 2008b: Szenarioanalysen zur Wasserverfügbarkeit und zum Wasserbedarf im Einzugsgebiet der Mulde unter den Bedingungen des Globalen Wandels. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 52 (6): S. 292-299.
- Koch, H., Vögele, S., 2009: Dynamic modelling of water demand, water availability and adaptation strategies for power plants to global change. *Ecological Economics* 68 (7): S. 2031-2039.
- Koch, H., Vögele, S., Kaltofen, M., Grossmann, M., Grünewald, U., 2014b: Security of water supply and electricity production: aspects of integrated management. *Water Resources Management* 28: S. 1767-1780.
- Koch, H., Vögele, S., Kaltofen, M., Grünewald, U., 2012: Trends in water demand and water availability for power plants—scenario analyses for the German capital Berlin. *Climatic Change* 110 (3-4): S. 879-899.
- Kozerski, D., 1981: Rechenprogramm GRM als verallgemeinertes Langfristbewirtschaftungsmodell. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik* 31 (11/12): S. 415-419.
- Krahe, P., Nilson, E., Carambia, M., Maurer, T., Tomassini, L., Bülow, K., Jacob, D., Moser, H., 2009: Wirkungsabschätzung von Unsicherheiten der Klimamodellierung in Abflussprojektionen - Auswertung eines Multimodell-Ensembles im Rheingebiet. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53 (5): S. 316-331.
- Krause, P., Boyle, D. P., Bäse, F., 2005: Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences* 5: S. 8.
- Krysanova, V., Hattermann, F. F., Habeck, A., 2005: Expected changes in water resources availability and water quality with respect to climate change in the Elbe River basin (Germany). *Nordic Hydrology* 36 (4-5): S. 321-333.
- Krysanova, V., Luik, H. (Hrsg.), 1989. *Simulation modeling of a system watershed - river - sea bay*. Valgus. Tallinn.
- Krysanova, V., Meiner, A., Roosaare, J., Vasilyev, A., 1989: Simulation modeling of the coastal waters pollution from agricultural watershed. *Ecological Modelling* 49 (1-2): S. 7-29.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D. I., Becker, A., 1998: Development and test of a spatially distributed hydrological water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling* 106 (2-3): S. 261-289.
- Krysanova, V., Vetter, T., Hattermann, F. F., 2008: Detection of change in drought frequency in the Elbe basin: comparison of three methods. *Hydrological Sciences Journal* 53 (3): S. 519-537.
- Krysanova, V., Wechsung, F., Arnold, J., Srinivasan, R., Williams, J., 2000. *SWIM (Soil and Water Integrated Model) User Manual*. PIK Report 69. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. Potsdam.
- Kundzewicz, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., Döll, P., Jimenez, B., Miller, K., Oki, T., Şen, Z., Shiklomanov, I., 2008: The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal* 53 (1): S. 3-10.
- Kundzewicz, Z. W., Stakhiv, E. Z., 2010: Are climate models “ready for prime time” in water resources management applications, or is more research needed? *Hydrological Sciences Journal* 55 (7): S. 1085-1089.
- KWPSP, Charakteristika Objektu. Komenda Wojewodzka Panstwowej Strazy Pozarnej we Wrocławiu. Zuletzt abgerufen am 28.03.2014. <http://www.kwpsp.wroc.pl/cwiczenia/charakt.htm>
- Lahmer, W., Pfütznner, B., 2003. Orts- und zeitdiskrete Ermittlung der Sickerwassermenge im Land Brandenburg auf der Basis flächendeckender Wasserhaushaltsberechnungen. PIK Report 85. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. 85.
- Lahmer, W., Pfütznner, B., Becker, A., 2001: Assessment of land use and climate change impacts on the mesoscale. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26 (7-8): S. 565-575.
- Lambin, E. F., Geist, H. J., Lepers, E., 2003: Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: S. 205-241.
- Laudon, H., Tetzlaff, D., Soulsby, C., Carey, S., Seibert, J., Buttle, J., Shanley, J., McDonnell, J. J., McGuire, K., 2013: Change in winter climate will affect dissolved organic carbon and water fluxes in mid-to-high latitude catchments. *Hydrological Processes* 27 (5): S. 700-709.
- Lauterburg, R., 1877: Anleitung zur Berechnung der (mitteleuropäischen) Quellen- und Stromabflussmengen aus der Regenmenge, Größe und Beschaffenheit der Quellen- und Flussgebiete. *Allgemeine Bauzeitung* 2-4: S. 9-13,17-20,27-30.
- Lavalle, C., Micale, F., Houston, T. D., Camia, A., Hiederer, R., Lazar, C., Conte, C., Amatulli, G., Genovese, G., 2009: Climate change in Europe. 3. Impact on agriculture and forestry. A review. *Agronomy for sustainable development*: S. 1-14.
- Legates, D. R., Davis, R. E., 1997: The continuing search for an anthropogenic climate change signal: Limitations to correlation-based approaches. *Geophysical Research Letters* 24: S. 2319-2322.
- Legates, D. R., McCabe, G. J., Jr., 1999: Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research* 35 (1): S. 233-241.
- LfULG, Wasserhaushaltsportal Sachsen - Analyse von Durchflussreihen 1951 - 2005. Landesamt für Umwelt, L. u. G. Zuletzt abgerufen am 19.09.2012. <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/10890.htm>

- LfULG, IMGW, 2012. NEYMO - Lausitzer Neiße / Nysa Łużycka - Klimatische und hydrologische Modellierung, Analyse und Prognose. Newsletter Nummer 1 des Projekts NEYMO.
- Liebscher, H.-J., Mendel, H. G., 2010. Vom empirischen Modellansatz zum komplexen hydrologischen Flussgebietsmodell - Rückblick und Perspektiven. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz. 130 S.
- Lienhoop, N., Koch, H., Kaltofen, M., 2011. Bergbau, Sanierung und Folgenutzung. In: Wechsung, F., Koch, H., Gräfe, P. (Hrsg.): Elbe-Atlas des globalen Wandels. Weissensee Verlag Berlin. Berlin. S. 66-67.
- LLFG, 2011. Versuchsbericht 2011 Bernburg. Ganzpflanze für Biogas - Arten- und Sortenvergleich. Zentrum für Acker- und Pflanzenbau Bernburg.
- Loague, K. (Hrsg.), 2010. Rainfall-runoff modelling. Benchmark papers in hydrology. International Association of the Hydrological Sciences. Wallingford. 506 S.
- Lobell, D. B., Sibley, A., Ivan Ortiz-Monasterio, J., 2012: Extreme heat effects on wheat senescence in India. *Nature Climate Change* 2 (3): S. 186-189.
- Lortet, D., 1849: Notice sur la commission hydrometrique de Lyon. *Annuaire meteorologique de la France*: S. 362-368.
- Loucks, D. P., van Beek, E., 2005. *Water Resources System Planning and Management*. UNESCO. 680 S.
- Lu, J., Sun, G., McNulty, S., Amatya, D. M., 2005: A comparison of six potential evapotranspiration methods for regional use in the southeastern United States. *Journal of the American Water Resources Association* 41 (3): S. 621-633.
- LUA, 2006. Umweltdaten aus Brandenburg: Bericht 2006. Potsdam.
- Luo, Q., 2011: Temperature thresholds and crop producton: a review. *Climatic Change* 109: S. 583-598.
- LVLf (Hrsg.), 2009. Raps - Empfehlungen zum Anbau in Brandenburg. Bd. 10(2009), Heft VI. Schriftenreihe des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung. Reihe Landwirtschaft. Frankfurt Oder.
- Magette, W. L., Shanholtz, V. O., Carr, J. C., 1976: Estimating selected parameters for Kentucky watershed model from watershed characteristics. *Water Resources Research* 12 (3): S. 472-476.
- Maidment, D. R. (Hrsg.), 1993. *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill. New York.
- Maracchi, G., Sirotenko, O., Bindi, M., 2005: Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions : Europe. *Climatic Change* 70 (117-135)
- Markewitz, P., Vögele, S., 2007. Schätzung der Wassernachfrage großer Kraftwerke im Elbeeinzugsgebiet. STE-Research Report 1/2007. Forschungszentrum Jülich. Jülich.
- McIntyre, N., Lee, H., Wheeler, H., Young, A., Wagener, T., 2005: Ensemble predictions of runoff in ungauged catchments. *Water Resources Research* 41 (12): S. 1-14.
- Melching, C. S., Yen, B. C., Wenzel, H. G. J., 1990: A reliability estimation in modeling watershed runoff with uncertainties. *Water Resources Research* 26 (10): S. 2275-2286.
- Mengistu, S. G., Creed, I. F., Kulperger, R. J., Quick, C. G., 2013: Russian nesting dolls effect. Using wavelet analysis to reveal non-stationary and nested stationary signals in water yield from catchments on a northern forested landscape. *Hydrological Processes* 27: S. 669-686.
- Menzel, L., Thieken, A. H., Schwandt, D., Bürger, G., 2006: Impact of climate change on the regional hydrology - scenario-based modelling studies in the German Rhine catchment. *Natural Hazards* 38 (1-2): S. 45-61.
- Merz, R., Blöschl, G., Parajka, J., 2006. Regionalisation methods in rainfall-runoff modelling using large samples. In: Andreassian, V. (Hrsg.): *Large sample basin experiments for hydrological model parameterisation*. IAHS Publication 307. Wallingford.
- Milly, P. C. D., Dunne, K. A., Vecchia, A. V., 2005: Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *NATURE* 438: S. 347-350.
- Mölders, N., 2000: Similarity of microclimate as simulated in response to landscapes of the 1930s and the 1980s. *Journal of Hydrometeorology* 1 (4): S. 330-352.
- Moscip, A. L., Montgomery, D. R., 1997: Urbanization, flood frequency, and salmon abundance in Puget Lowland streams. *Journal of the American Water Resources Association* 33 (6): S. 1289-1297.
- Moussa, R., Chahinian, N., Bocquillon, C., 2007: Distributed hydrological modelling of a Mediterranean mountainous catchment - Model construction and multi-site validation. *Journal of Hydrology* 337 (1-2): S. 35-51.
- Müller, J., Beck, W., Hornschuch, F., Steiner, A., 2002: Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 36 (3): S. 125-131.
- Mulvany, T. J., 1851: On the use of self-registering rain and flood gauges in making observations of the relations of rain fall and of flood discharges in a given catchment. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers of Ireland* 4: S. 18-33.
- Najafi, M. R., Moradkhani, H., Jung, I. W., 2011: Assessing the uncertainties of hydrologic model selection in climate change impact studies. *Hydrological Processes* 25: S. 2814-2826.
- Nash, J. E., Sutcliffe, J. V., 1970: River Flow Forecasting Through Conceptual Models - Part I - A Discussion of Principles. *Journal of Hydrology* 10 (1970): S. 282-290.
- Nathkin, M., Steidl, J., Dietrich, O., Dannowski, R., Lischeid, G., 2012: Differentiating between climate effects and forest growth dynamic effects on decreasing groundwater recharge in a lowland region in Northeast Germany. *Journal of Hydrology* 448-449: S. 245-254.

- Niehoff, D., Fritsch, U., Bronstert, A., 2002: Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology* 267 (1-2): S. 80-93.
- Niemann, J. D., Eltahir, E. A. B., 2005: Sensitivity of regional hydrology to climate changes, with application to the Illinois River basin. *Water Resources Research* 41 (W07014): S. 1-15.
- Niu, S., Luo, Y., Li, D., Cao, S., Xia, J., Li, J., Smith, M. D., 2014: Plant growth and mortality under climatic extremes: An overview. *Environmental and Experimental Botany* 98: S. 13-19.
- Nowel, W., Bönisch, R., Schneider, W., Schulze, H., 1994. *Geologie des Lausitzer Braunkohlereviere*. Gewidmet dem 500. Geburtstag von Georgius Agricola. Senftenberg. 102 S.
- Olesen, J. E., Bindi, M., 2002: Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* 16 (4): S. 239-262.
- Oni, S. K., Futter, M. N., Teutschbein, C., Laudon, H., 2014: Cross-scale ensemble projections of dissolved organic carbon dynamics in boreal forest streams. *Climate Dynamics*: S. 1-17.
- Orlowsky, B., Gerstengarbe, F.-W., Werner, P. C., 2008: A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology* 92 (3-4): S. 209-223.
- Österle, H., 2001: Reconstruction of daily global radiation for past years for use in agricultural models. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26 (3): S. 253-256.
- Österle, H., Gerstengarbe, F. W., Werner, P. C., 2006. Ein neuer meteorologischer Datensatz für Deutschland, 1951 - 2003. In: Beiträge zur 7. Deutschen Klimatagung „Klimatrends: Vergangenheit und Zukunft“. Meteorologisches Institut, Ludwig-Maximilian-Universität München, 9.-11.10.2006 München.
- Österle, H., Gerstengarbe, F. W., Werner, P. C., 2014. Ein meteorologischer Datensatz für Deutschland, 1951-2003. In: Wechsung, F., Hartje, V., Kaden, S., Venohr, M., Hansjürgens, B., Gräfe, P. (Hrsg.): *Die Elbe im globalen Wandel. Eine integrative Betrachtung*. 9. Weißensee Verlag. Berlin. S. 67-70.
- Oudin, L., Andréassian, V., Perrin, C., Michel, C., Le Moine, N., 2008: Spatial proximity, physical similarity, regression and ungaged catchments: A comparison of regionalization approaches based on 913 French catchments. *Water Resources Research* 44 (3): S. 1-15.
- Pälchen, W., Walter, H. (Hrsg.), 2008. *Geologie von Sachsen. Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 537 S.
- Parmesan, C., Yohe, G., 2003: A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *NATURE* 421 (6918): S. 37-42.
- Perreault, P., 1674. *De l'Origine des Fontaines*. Paris, Frankreich.
- Pflug, W., 1998. *Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz*. Springer. Berlin. 900 S.
- Pfützner, B., Glos, E., 1986: Das Einzugsgebietsmodell EGMOD für wasserwirtschaftliche Planungen und Durchflußvorhersagen im Flachland der DDR. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik*: S. H 7.
- Pohle, I., Gädeke, A., Koch, H., Grünwald, U., 2013a. Abschätzung möglicher Folgen des Klimawandels auf die regionalen Wasserressourcen der Lausitz. In: Weingartner, R., Schädler, B. (Hrsg.): *Wasserressourcen im globalen Wandel. Hydrologische Grundlagen - von der Messung zur Anwendung*. Beiträge zum Tag der Hydrologie 4. bis 6. April 2013 an der Universität Bern. Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA. Hennef.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünwald, U., 2013b. Simulation von Auswirkungen potenzieller Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt unter Berücksichtigung unterschiedlicher Datengrundlagen. In: Casper, M., Gronz, O. (Hrsg.): *Simulation hydrologischer Systeme - Wie nah kommen wir der Realität?* Beiträge zum 3. Trierer N-A-Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 17. und 18. September 2012 in Trier. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA. Hennef. S. 157-166.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Kaltofen, M., Schramm, M., Redetzky, M., Müller, F., Grünwald, U., 2013c. Potential impacts of climate change on natural and managed discharges of the Rivers Spree, Schwarze Elster and Lusatian Neisse, Central Europe. In: Brebbia, C. A. (Hrsg.): *Water and Society II*. WIT Transactions on Ecology and the Environment WITPress. Ashurst, Southampton. S. 3-15.
- Pohle, I., Koch, H., Grünwald, U., 2012. Wasserhaushaltsmodellierung der Lausitzer Neiße auf Basis von national unterschiedlichen Datengrundlagen. In: Weiler, M. (Hrsg.): *Wasser ohne Grenzen*. Beiträge zum Tag der Hydrologie 2012. 22./23. März 2012 an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Freiburg. S. 381-382.
- Povodi Labe, Zuletzt abgerufen am 28.03.2014. <http://www.pla.cz/planet/webportal/internet/cs/>
- Preuß, P., Ihringer, J., 2012. BEWASYS - Entwicklung einer Methodik zur Bilanzierung von Kanal- und Flusstauhaltungen. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Kolloquium "Überregionale Wasserbewirtschaftung - Entwicklung und Einsatz eines Informationssystems und verschiedener Modelle"* am 12./13. Oktober 2011 in Hannover. Veranstaltungen 2/2012. Koblenz. S. 36-41.
- Prudhomme, C., Davies, H., 2009: Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 2: future climate. *Climatic Change* 93 (1-2): S. 197-222.
- Prudhomme, C., Jakob, D., Svensson, C., 2003: Uncertainty and climate change impact on the flood regime of small UK catchments. *Journal of Hydrology* 277 (1-2): S. 1-23.

- Prudhomme, C., Kay, A. L., Crooks, S., Reynard, N., 2013: Climate change and river flooding: Part 2 sensitivity characterisation for british catchments and example vulnerability assessments. *Climatic Change* 119 (3-4): S. 949-964.
- Quaschnig, V., Geuder, N., Ortmanns, W., 2002. Vergleich und Bewertung verschiedener Verfahren zur Solarstrahlungsbestimmung. In: 13. Internationales Sonnenforum Berlin, 12. bis 14. September 2002
- Rauthe, M., Steiner, H., Riediger, U., Mazurkiewicz, A., Gratzki, A., 2013: A Central European precipitation climatology – Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). *Meteorologische Zeitschrift* 22 (3): S. 235-256.
- Reed, S., Koren, V., Smith, M., Zhang, Z., Moreda, F., Seo, D. J., Participants, D., 2004: Overall distributed model intercomparison project results. *Journal of Hydrology* 298 (1-4): S. 27-60.
- Robinson, J. S., Sivapalan, M., 1995: Catchment-scale runoff generation model by aggregation and similarity analyses. *Hydrological Processes* 9 (5-6): S. 555-574.
- Röhrich, C., Zander, D., Barthelmes, G., Martin, M., Knoblauch, S., Wagner, M., Fritz, M., Roller, A., 2009. Verbundvorhaben Sorghumhirsen - Ein Beitrag zur Diversifizierung des Energiepflanzenpektrums. Berlin.
- Rosenzweig, C., Iglesias, A., Yang, X. B., Epstein, P., Chivian, E., 2001: Climate change and extreme weather events: implications for food production, plant diseases, and pests. *Global Change and Human Health* 2 (2): S. 90-104.
- Rowell, D., 2006: A Demonstration of the Uncertainty in Projections of UK Climate Change Resulting from Regional Model Formulation. *Climatic Change* 79 (3-4): S. 243-257.
- Sahin, V., Hall, M. J., 1996: The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology* 178: S. 293-309.
- Schaake, J. C., 1990. From climate to flow. In: Waggoner, P. E. (Hrsg.): *Climate change and U.S. Water Resources*. John Wiley and Sons. New York. S. 177-206.
- Schaefli, B., Gupta, H. V., 2007: Do Nash Values have value? *Hydrological Processes* 21: S. 2075-2080.
- Schaefli, B., Hingray, B., Musy, A., 2007: Climate change and hydropower production in the Swiss Alps: quantification of potential impacts and related modelling uncertainties. *Hydrology and Earth System Sciences* 11 (3): S. 1191-1205.
- Schmidt, S., Conradt, T., 2011. Grundwasserneubildung. In: Wechsung, F., Koch, H., Gräfe, P. (Hrsg.): *Elbe-Atlas des globalen Wandels*. Weißensee Verlag. Berlin. S. 60-61.
- Schneider, C., Laize, C. L. R., Acreman, M. C., Flörke, M., 2013: How will climate change modify river flow regimes in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 17: S. 325-339.
- Schneider, S. H., 1983. CO₂ climate and society: A brief overview. In: Chen, R. S., Boulding, E., Schneider, S. H. (Hrsg.): *Social science research and climate change: an interdisciplinary appraisal*. Reidel. Dordrecht. S. 9-15.
- Schönwiese, C.-D., Staeger, T., Troemel, S., 2006. Klimawandel und Extremereignisse in Deutschland. Klimastatusbericht 2005 Deutscher Wetterdienst. Offenbach.
- Schramm, M., 1994. Die Bewirtschaftungsmodelle LBM und GRM und ihre Anwendung auf das Spreengebiet. In: *Wasserbewirtschaftung an Bundeswasserstraßen. Ausgewählte Beiträge zum Kolloquium am 2. Februar 1994 BfG Mitteilung Nr. 8*. Berlin. S. 7-19.
- Schulla, J., 1997. Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung von Folgen von Klimaänderungen. Bd. PhD. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich. Dissertation. Zürich. 163 S.
- Schulla, J., Jasper, K., 2007. Model description WaSim-ETH. ETH Zürich. Zürich. 181 S.
- Schulla, J., Jasper, K., 2012. Model description WaSim-ETH. Institute for Atmospheric and Climate Science. ETH Zürich, Switzerland.
- Schwarze, R., Dröge, W., Opherden, K., 1999: Regional analysis and modelling of groundwater runoff components from catchments in solid rock areas. *IAHS Publication* 254: S. 221-232.
- Schwarze, R., Grünwald, U., Becker, A., Fröhlich, W., 1989: Computer-aided analyses of flow recessions and coupled basin water balance investigations. *IAHS Publication* 187: S. 78-83.
- Schwarze, R., Herrmann, A., Mendel, O., 1994: Regionalization of runoff components for Central European Basins. *IAHS Publication* 221: S. 493-502.
- Seibert, J., McDonnell, J. J., 2010: Land-cover impacts on streamflow: a change-detection modelling approach that incorporates parameter uncertainty. *Hydrological Sciences Journal* 55 (3): S. 316-332.
- Seibert, J., Vis, M. J. P., 2012: Teaching hydrological modeling with a user-friendly catchment-runoff-model software package. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 9 (5): S. 5905-5930.
- Sen, A. K., Niedzelski, T., 2010: Statistical characteristics of riverflow variability in the Odra River basin, southwestern Poland. *Polish Journal of Environmental Studies* 19 (2): S. 387-397.
- Servat, E., Dezetter, A., 1993: Rainfall-runoff modeling and water resources assessment in northwestern Ivory Coast - tentative extension to ungauged catchments. *Journal of Hydrology* 148 (1-4): S. 231-248.
- Simon, M., Bekele, V., Kulasova, B., Maul, C., Oppermann, R., Rehak, P., 2005. Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg.
- Sivapalan, M., Takeuchi, K., Franks, S. W., Gupta, V. K., Karambiri, H., Lakshmi, V., Liang, X., McDonnell, J. J., Mendiondo, E. M., O'Connell, P. E., Oki, T., Pomeroy, J. W., Schertzer, D., Uhlenbrook, S., Zehe, E., 2003: IAHS decade on Predictions in Ungauged Basins (PUB), 2003-2012: Shaping an exciting future for the hydrological sciences. *Hydrological Sciences Journal* 48 (6): S. 857-880.

- Sivapalan, M., Wagener, T., Uhlenbrook, S., Liang, X., Lakshmi, V., Zehe, E., Kumar, P., Tachikawa, Y., 2006. Predictions in Ungauged Basins: Promise and Progress. Krips BV. Meppel. IAHS Publication 303.
- SMUL, 2008. Sachsen im Klimawandel. Eine Analyse. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Freistaat Sachsen. Dresden. 211 S.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller, H. L. (Hrsg.), 2007. Climate change 2007: The physical science basis - summary for policymakers. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge und New York.
- Sorooshian, S., Gupta, V. K., 1983: Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models- the question of parameter observability and uniqueness. *Water Resources Research* 19 (1): S. 260-268.
- Soulsby, C., Birkel, C., Tetzlaff, D., 2014: Assessing urbanization impacts on catchment transit times. *Geophysical Research Letters* 41: S. 442-448.
- Spank, U., Schwärzel, K., Renner, M., Moderow, U., Bernhofer, C., 2013: Effects of measurement uncertainties of meteorological data on estimates of site water balance components. *Journal of Hydrology* 492 (0): S. 176-189.
- Sparks, T. H., Croxton, P. J., Collinson, N., Taylor, P. W., 2005: Examples of phenological change, past and present, in UK farming. *Annals of Applied Biology* 146 (4): S. 531-537.
- Stakhiv, E., Shiklomanov, I., Lins, H., 1992. Hydrology and water resources. In: McG Tegart, W. J., Sheldon, G. W. (Hrsg.): *Climate change 1992. The supplementary report to the IPCC impacts assessment*. Australian Government Publishing Service. Canberra.
- Stakhiv, E. Z., 1996. Managing water resources for climate change adaptation. In: Smith, J. B., Bhatti, N., Menzhulin, G. V., Benioff, R., Campos, M., Jallow, B., Rijsberman, F., Budyko, M., Dixon, R. K. (Hrsg.): *Adapting to Climate Change*. Springer New York. S. 243-264.
- Steinschneider, S., Polebitski, A., Brown, C., Letcher, B. H., 2012: Toward a statistical framework to quantify the uncertainties of hydrologic response under climate change. *Water Resources Research* 48 (11): S. W11525.
- StLA, 2007. Bodennutzung in den landwirtschaftlichen Betrieben im Freistaat Sachsen. Agrarstrukturhebung. Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen. Kamenz.
- StLA, 2009. Bodennutzung und Ernte im Freistaat Sachsen. Feldfrüchte, Obst, Wein und Gemüse. CI12-j/09. Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen. Kamenz.
- Surfleet, C., Tullos, G., Chang, H., Jung, I. W., 2012: Selection of hydrologic modeling approaches for climate change assessment: A comparison of model scale and structures. *Journal of Hydrology* 464-465: S. 233-248.
- Te Linde, A. H., Aerts, J. C. J. H., Hurkmans, R. T. W. L., Eberle, M., 2008: Comparing model performance of two rainfall-runoff models in the Rhine basin using different atmospheric forcing data sets. *Hydrology and Earth System Sciences* 12 (3): S. 943-957.
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., Williams, S. E., 2004: Extinction risk from climate change. *NATURE* 427 (6970): S. 145-148.
- Thornthwaite, C. W., 1948: An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38: S. 55-94.
- Thornthwaite, C. W., Mather, J. R., 1955: *The Water Balance*. Publications in Climatology 8 (1): S. 1-104.
- Tomassini, L., Jacob, D., 2009: Spatial analysis of trends in extreme precipitation events in high-resolution climate model results and observations for Germany. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 114
- Trajkovic, S., Kolakovic, S., 2009: Evaluation of reference evapotranspiration equations under humid conditions. *Water Resources Management* 23: S. 3057-3067.
- Tuck, G., Glendinning, M. J., Smith, P., House, J. I., Wattenbach, M., 2006: The potential distribution of bioenergy crops in Europe under present and future climate. *Biomass and Bioenergy* 30 (3): S. 183-197.
- Turc, L., 1961: Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle, formule simplifiée et mise à jour *Annales agronomiques* 12: S. 13-49.
- Vandewiele, G. L., Xu, C.-Y., Huybrechts, W., 1991: Regionalisation of physically-based water balance models in Belgium. Application to ungauged catchments. *Water Resources Management* 5 (3): S. 199-208.
- Vattenfall AB, Vattenfall-Kraftwerke. Zuletzt abgerufen am 20.02.2014.
<http://kraftwerke.vattenfall.de/powerplant/>
- Vaze, J., Post, D. A., Chiew, J.-M., Perraud, N. R., Teng, J., 2010: Climate non-stationarity – validity of calibrated rainfall-runoff models for use in climate change studies. *Journal of Hydrology* 394: S. 10.
- Viner, D., 2002. A qualitative assessment of the sources of uncertainty in climate change impact studies. In: Beniston, M. (Hrsg.): *Climatic change: Implications for the hydrological Cycle and for water Management*. Springer. S. 139-149.
- Viney, N. R., Bormann, H., Breuer, L., Bronstert, A., Croke, B. F. W., Frede, H., Graff, T., Hubrechts, L., Huisman, J. A., Jakeman, A. J., Kite, G. W., Lanini, J., Leavesley, G., Lettenmaier, D. P., Lindstrom, G., Seibert, J., Sivapalan, M., Willems, P., 2009: Assessing the impact of land use change on hydrology by ensemble modelling (LUCHEM) II: Ensemble combinations and predictions. *Advances in Water Resources* 32 (2): S. 147-158.

- Visser, H., Folkert, R. J. M., Hoekstra, J., de Wolff, J. J., 2000: Identifying key sources of uncertainty in climate change projections. *Climatic Change* 45: S. 421-457.
- Vögele, S., Markewitz, P., 2014. Szenarien zur Wassernachfrage großer thermischer Kraftwerke. In: Wechsung, F., Hartje, V., Kaden, S., Venohr, M., Hansjürgens, B., Gräfe, P. (Hrsg.): Die Elbe im globalen Wandel. Eine integrative Betrachtung. 9. Weißensee Verlag, Berlin. S. 261-290.
- von Wilamowitz-Moellendorf, T., 1986: Witterung und Ertrag im Blickfeld von Jahrtausenden. *Zeitschrift für Meteorologie* 36 (5): S. 322-324.
- Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R. B., 2000: Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289 (5477): S. 284-288.
- Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., Rose, S. K., 2011: The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change* 109 (1-2): S. 5-31.
- Wada, Y., Wisser, D., Eisner, S., Flörke, M., Gerten, D., Haddeland, I., Hanasaki, N., Masaki, Y., Portmann, F. T., Stacke, T., Tessler, Z., Schewe, J., 2013: Multimodel projections and uncertainties of irrigation water demand under climate change. *Geophysical Research Letters* 40 (17): S. 4626-4632.
- Walther, J., Fischer, B., Müller, F., Redetzky, M., Schramm, M., 2012: Lausitzer Neiße. Zwei neue Modelle zur Wasserbewirtschaftung und Hochwasservorhersage. *DHI WASY Aktuell* 4/12: S. 10-12.
- Wattenbach, M., Zebisch, M., Hattermann, F. F., Gottschalk, P., Goemann, H., Kreins, P., Badeck, F., Lasch, P., Suckow, F., Wechsung, F., 2007: Hydrological impact assessment of afforestation and change in tree-species composition - A regional case study for the Federal State of Brandenburg (Germany). *Journal of Hydrology* 346 (1-2): S. 1-17.
- Webster, P. J., Holland, G. J., Curry, J. A., Chang, H. R., 2005: Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science* 309 (5742): S. 1844-1846.
- Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P., 2005. Glowa Elbe I - Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. PIK Report Potsdam.
- Wechsung, F., Krysanova, V., Flechsig, M., Schaphoff, S., 2000: May land use change reduce the water deficiency problem caused by reduced brown coal mining in the state of Brandenburg? *Landscape and Urban Planning* 51 (2-4): S. 177-189.
- Wechsung, F., Lüttger, A., Hattermann, F. F., 2008. Die Ertragsfähigkeit ostdeutscher Ackerflächen unter Klimawandel. PIK Report 112. PIK. Potsdam.
- Weingarten, P., 1995: Das "Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland" (RAUMIS). *Berichte über Landwirtschaft* 73: S. 272-303.
- Wendling, U., Schellin, H., 1986: Neue Ergebnisse zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration. *Zeitschrift für Meteorologie* 36 (3): S. 214-217.
- Werner, P. C., Gerstengarbe, F. W., 1997: Proposal for the development of climate scenarios. *Climate Research* 8 (3): S. 171-182.
- Wessolek, G., Asseng, S., 2006: Trade-off between wheat yield and drainage under current and climate change conditions in northeast Germany. *European Journal of Agronomy* 24 (4): S. 333-342.
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., Wade, A. J., 2009: A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal* 54 (1): S. 101-123.
- Wilby, R. L., Harris, I., 2006: A framework for assessing uncertainties in climate change impacts: Low-flow scenarios for the River Thames, UK. *Water Resources Research* 42 (2): S. W02419.
- Wit, M. J. M., Hurk, B., Warmerdam, P. M. M., Torfs, P. J. J. F., Roulin, E., Deursen, W. P. A., 2007: Impact of climate change on low-flows in the river Meuse. *Climatic Change* 82 (3-4): S. 351-372.
- Wood, A. W., Lettenmaier, D. P., Palmer, R. N., 1997: Assessing climate change implications for water resources planning. *Climatic Change* 37: S. 203-228.
- Wurbs, R. A., 2005a. Fundamentals of water availability modeling with WRAP. Technical Report TR 283. Texas Water Resources Institute. College Station.
- Wurbs, R. A., 2005b: Modeling river/reservoir system management, water allocation, and supply reliability. *Journal of Hydrology* 300 (1-4): S. 100-113.
- Yair, A., Kossovsky, A., 2002: Climate and surface properties: hydrological response of small arid and semi-arid watersheds. *Geomorphology* 42 (1-2): S. 43-57.
- Young, A. R., 2006: Stream flow simulation within UK ungauged catchments using a daily rainfall-runoff model. *Journal of Hydrology* 320 (1-2): S. 155-172.
- Yu, P. T., Krysanova, V., Wang, Y. H., Xiong, W., Mo, F., Shi, Z. J., Liu, H. L., Vetter, T., Huang, S. C., 2009: Quantitative estimate of water yield reduction caused by forestation in a water-limited area in northwest China. *Geophysical Research Letters* 36
- Zagona, E. A., Fulp, T. J., Shane, R., Magee, T., Goranflo, H. M., 2001: Riverware: A generalized tool for complex reservoir modeling. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (4): S. 913-929.
- Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W., 2005. Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Forschungsbericht 20142253 UBA-FB 000844 Umweltbundesamt.
- Zhang, Y. K., Schilling, K. E., 2006: Increasing streamflow and baseflow in Mississippi River since the 1940s: Effect of land use change. *Journal of Hydrology* 324 (1-4): S. 412-422.

Zimmermann, K., Uhlmann, W., Seiler, D., Theiss, S., 2014. Die Wasserbeschaffenheit der Spree im bergbaulich beeinflussten Abschnitt zwischen Bautzen und dem Spreewald vor dem Hintergrund des Klimawandels. In: Kaden, S., Dietrich, O., Theobald, S. (Hrsg.): Wassermanagement im Klimawandel – Möglichkeiten und Grenzen von Anpassungsmaßnahmen. oekom Verlag. München. S. 141-159.

Anlagen

A Anlage zu Kapitel 4 Untersuchungsgebiet

B Anlage zu Kapitel 5 Simulation des natürlichen Wasserhaushalts im Untersuchungsgebiet mit SWIM

C Anlage zu Kapitel 6 Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf natürliche Wasserhaushaltskomponenten

D Anlage zu Kapitel 7 Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung

E Im Rahmen der Arbeit entstandene Publikationen

A Anlage zu Kapitel 4 Untersuchungsgebiet

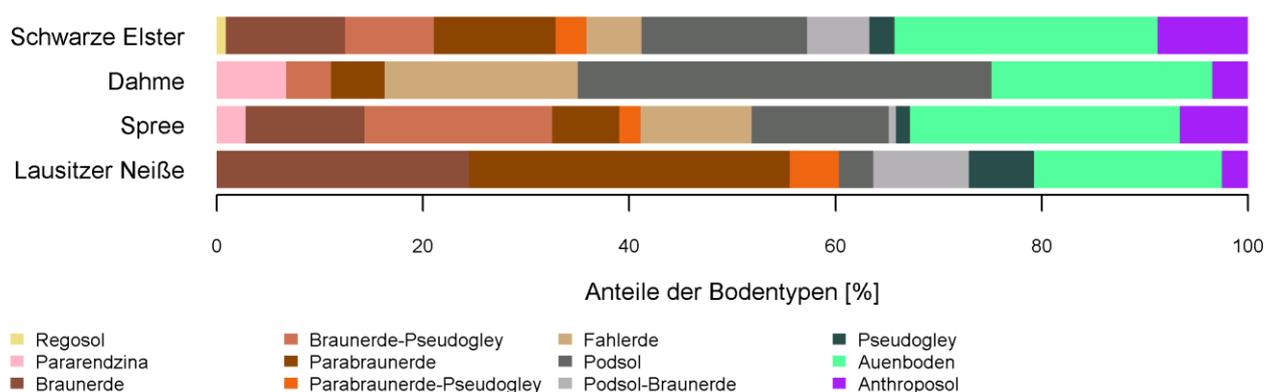


Abb. A 1 Bodentypen im Untersuchungsgebiet
(Daten: BGR (1998), CGS (2005) und IUNG (2012))

Tab. A 1 Klima- und Niederschlagsstationen für Messreihen und STAR-Realisierungen

Stationsname	Rechtswert	Hochwert	Höhe ü. NN	Typ
Annaburg	3365334	5732808	75	Niederschlagsstation
Bad Muskau	3480586	5711027	125	Niederschlagsstation
Beeskow	3448708	5780212	43	Niederschlagsstation
Belgern	3369452	5704881	120	Niederschlagsstation
Berlin-Dahlem	3384524	5814673	51	Klimastation
Berlin-Lichterfelde Ost	3386434	5809065	45	Niederschlagsstation
Berlin-Schönefeld	3399943	5804321	46	Klimastation
Berlin-Tempelhof	3391292	5813406	48	Klimastation
Bethau	3361698	5726230	78	Niederschlagsstation
Bischofswerda	3444022	5664586	300	Niederschlagsstation
Burg / Spreewald	3441427	5742472	55	Niederschlagsstation
Coswig bei Dresden	3400619	5664128	110	Niederschlagsstation
Cottbus	3453089	5736788	70	Klimastation
Dahme	3391910	5747744	86	Niederschlagsstation
Danna-Eckmannsdorf	3355842	5763120	113	Niederschlagsstation
Desna (Darretalsperre)	3522561	5625421	772	Niederschlagsstation
Doberlug-Kirchhain	3401760	5723066	100	Klimastation
Drebkau	3446718	5722392	87	Niederschlagsstation
Dresden	3414634	5664989	222	Klimastation
Elsterwerda	3397899	5703117	91	Niederschlagsstation
Fürstenwalde/Spree	3436655	5800374	38	Niederschlagsstation
Fürstlich Drehna	3417163	5733914	77	Niederschlagsstation
Gröditz	3392225	5697672	93	Niederschlagsstation
Grumbach	3399703	5653022	290	Niederschlagsstation
Guben	3479373	5753295	46	Niederschlagsstation
Hähnichen	3490951	5690980	155	Niederschlagsstation
Hartmannsdorf (Oder-Spree)	3420308	5800612	37	Niederschlagsstation
Herzberg (Elster)	3377682	5729155	81	Niederschlagsstation

Stationsname	Rechtswert	Hochwert	Höhe ü. NN	Typ
Hirschfeld	3403961	5692987	105	Niederschlagsstation
Hohenbuckow	3394430	5736565	131	Niederschlagsstation
Hohendubrau-Gebelzig	3476959	5675454	196	Niederschlagsstation
Horní Chřibská	3466914	5633250	440	Niederschlagsstation
Hoyerswerda	3447861	5697911	118	Niederschlagsstation
Jonsdorf	3478881	5633187	460	Niederschlagsstation
Jüterbog	3369570	5762743	75	Niederschlagsstation
Kemnitz	3398749	5745377	108	Niederschlagsstation
Klitten	3472144	5688823	132	Niederschlagsstation
Koßdorf	3377144	5706914	87	Niederschlagsstation
Langebrück	3419532	5664910	213	Niederschlagsstation
Liberec	3500704	5623137	400	Klimastation
Lieberose	3453297	5759032	58	Niederschlagsstation
Lindenberg	3439885	5785873	98	Klimastation
Löbau	3477756	5661139	249	Niederschlagsstation
Lohsa	3459635	5692243	125	Niederschlagsstation
Luckenwalde	3375256	5770387	50	Niederschlagsstation
Luga	3456031	5677815	155	Niederschlagsstation
Märkisch-Buchholz	3415787	5775099	42	Niederschlagsstation
Müncheberg	3440278	5818129	62	Klimastation
Oppach	3464953	5655504	320	Niederschlagsstation
Peickwitz	3429153	5702586	102	Niederschlagsstation
Petkus	3388053	5760069	145	Niederschlagsstation
Potsdam	3368636	5805057	81	Klimastation
Pulsnitz	3430103	5670317	280	Niederschlagsstation
Radeburg	3411308	5675057	153	Niederschlagsstation
Riesa (West)	3378001	5684641	142	Niederschlagsstation
Ruhland	3421479	5700474	98	Niederschlagsstation
Schöneiche bei Berlin	3410335	5814134	40	Niederschlagsstation
Schönewalde	3378006	5742500	79	Niederschlagsstation
Seelow	3457941	5820170	55	Niederschlagsstation
Skassa	3393291	5682074	125	Niederschlagsstation
Sollschwitz	3445681	5689036	132	Niederschlagsstation
Spremberg (Kläranlage)	3457040	5714508	99	Niederschlagsstation
Storkow	3428320	5789364	39	Niederschlagsstation
Torgau	3361455	5717334	80	Klimastation
Übigau	3382261	5717920	84	Niederschlagsstation
Zahna	3347333	5754469	94	Niederschlagsstation

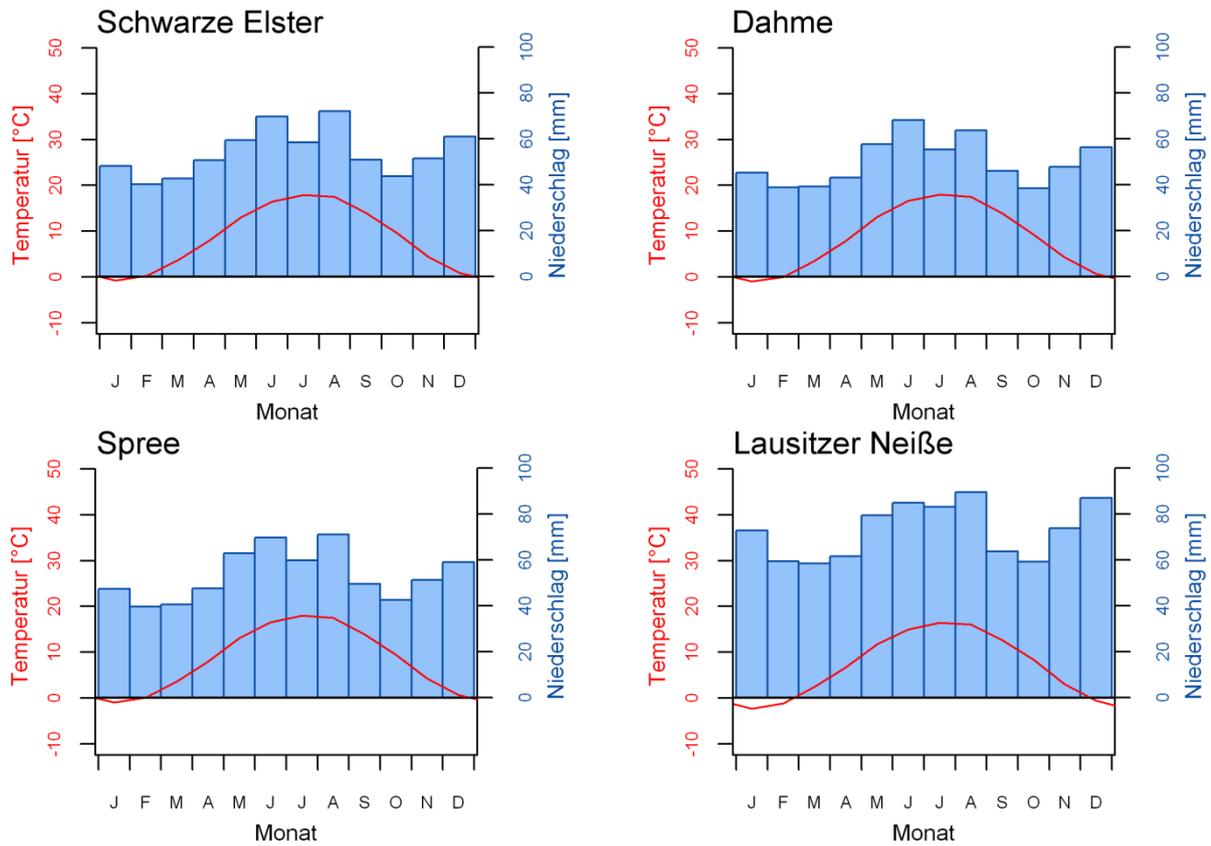


Abb. A 2 Klimadiagramme der Referenzperiode 1961-1990
(Interpoliert für Einzugsgebiete auf Basis von Beobachtungswerten aus Österle et al. (2014))

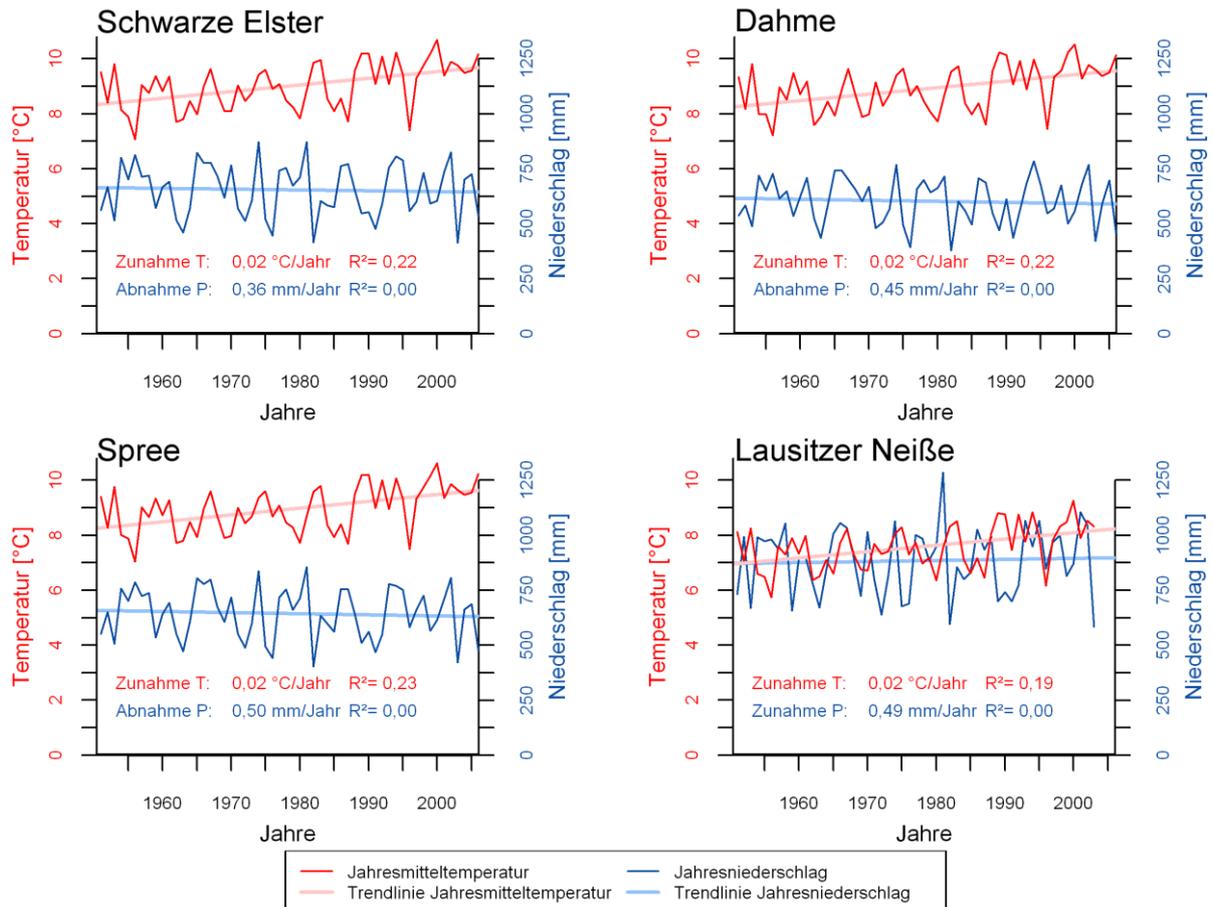


Abb. A 3 Jahresmitteltemperatur T und Jahresniederschlag P im Zeitraum 1951-2006
(Interpoliert für Einzugsgebiete auf Basis von Beobachtungswerten aus Österle et al. (2014))

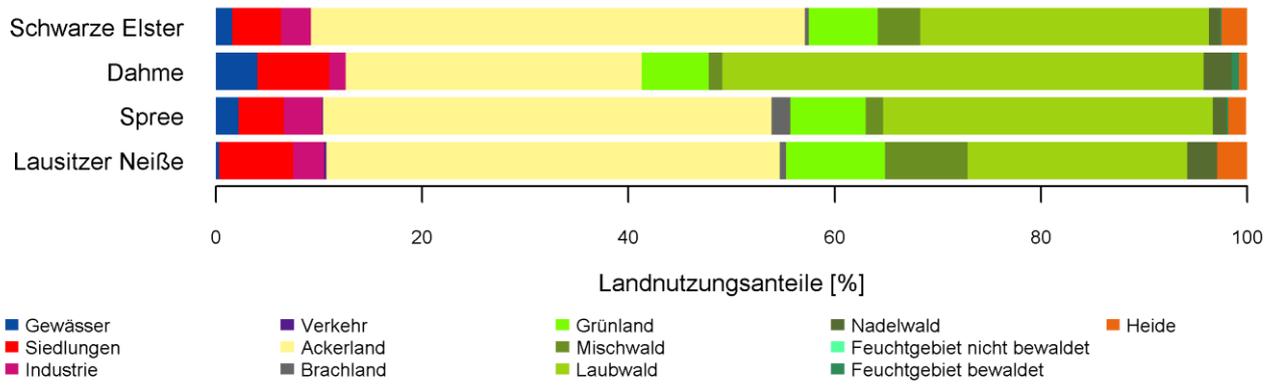


Abb. A 4 Landnutzung im Untersuchungsgebiet auf Grundlage von CORINE Land Cover

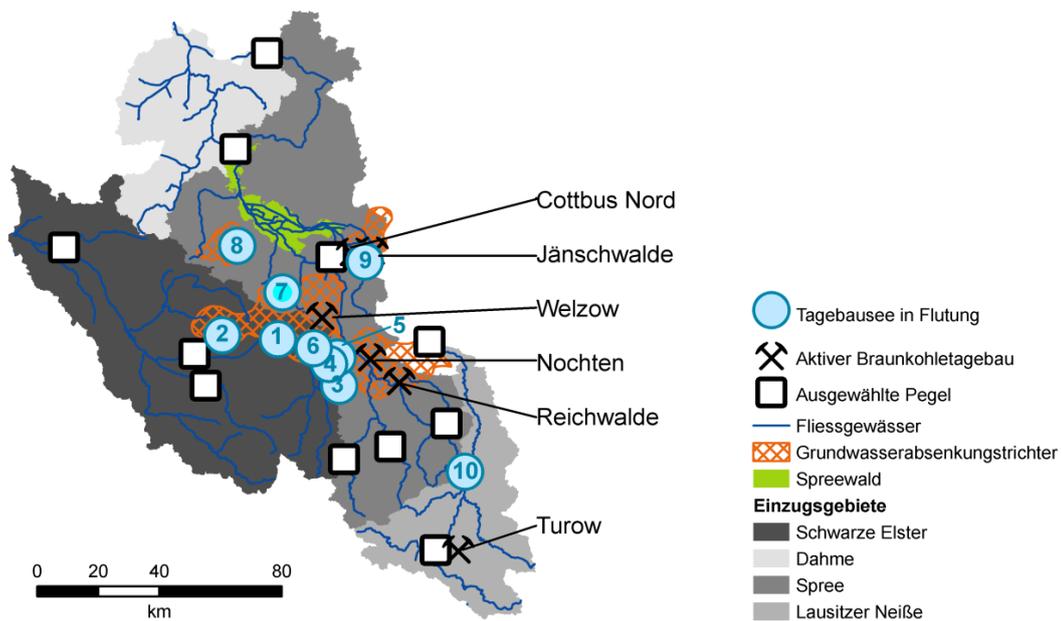


Abb. A 5 Karte des Untersuchungsgebiets mit den in Flutung befindlichen Tagebauseen (Auswahl)

Tab. A 2 In Flutung befindliche Tagebauseen (Auswahl)

Nummer in Abb. A 5	Name Tagebausee	Gefluteter Tagebau
1	Restlochkette: Geierswalder See, Partwitzer See, Sedlitzer See	Koschen, Skado, Sedlitz
2	Bergheider See	Klettwitz-Nord
3	Lohsa II	Lohsa
4	Scheibesee	Scheibe
5	Bernsteinsee	Burghammer
6	Spreetaler See	Spreetal-Nordost, Spreetal, Grube Brigitta
7	Altdöberner See	Greifenhain
8	Schlabendorfer See und Schönfelder See	Schlabendorf Süd, Seese West
9	Klinger See	Jänschwalde
10	Berzdorfer See	Berzdorf

Tab. A 3 Wasserwirtschaftliche Speicher und deren Kapazität inklusive Tagebauseen mit Speichernutzung (*) und sich in Flutung befindlicher Tagebauseen mit geplanter Speichernutzung (**)
 (Bewirtschaftbare Speicherlamelle minus gewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum, Daten: Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster, Simon et al. (2005), Povodi Labe (2009), Grünwald et al. (2012) und KWPS (2014))

Einzugsgebiet	Name	Fließgewässer	Kapazität [Millionen m ³]
Schwarze Elster	Wallroda	Steinbach	0,8
	Radeburg II	Dobrabach	6,4
	Nauleis	Hopfenbach	1,2
	Knappenrode*	Hoyerswerdaer Schwarzwasser	3,5
	Niemtsch*	Nebenschluss der Schwarzen Elster	12,3
	Restlochkette**		15,0 (Maximum im Sommer)
Spree	Bautzen	Spree	24,2
	Quitzdorf	Schwarzer Schöps	19,7
	Dreiweibern*	Nebenschluss der Kleinen Spree	5,6
	Lohsa I*	Nebenschluss der Kleinen Spree	2,8
	Lohsa II**	Nebenschluss der Spree und der Kleinen Spree	60,5
	Burghammer*	Nebenschluss der Spree und der Kleinen Spree	6,0
	Bärwalde*	Nebenschluss der Spree	20,0
	Spremberg	Spree	20,8 (Maximum im Frühjahr)
	Cottbus**	Nebenschluss der Spree	28,2
Lausitzer Neiße	Mšeno	Grünwalder Wasser	1,9
	Harcov	Harzdorfer Bach	0,4
	Bedřichov	Schwarze Neiße	1,7
	Fojtka	Voigtsbach	0,1
	Mlýnice	Albrechtický potok	0,1
	Niedów	Witka	4,6

Tab. A 4 Thermische Kraftwerke im Untersuchungsgebiet und deren Charakteristika
 (Daten: Vattenfall AB (2010) und Vögele und Markewitz (2014))

	Boxberg	Jänschwalde	Schwarze Pumpe	Schwarzheide
Erstinbetriebnahme	1971	1981	1997	1994
Installierte elektrische Netto-Nennleistung	2575 MW	3000 MW	1600 MW	115 MW (Brutto)
Kraftwerksblöcke	4	6	2	
Tagebaue	Nochten, Reichwalde	Cottbus Nord, Jänschwalde	Welzow Süd, Nochten	(Brennstoff Erdgas)
Verhältnis Rückleitung zu Kühlwasserentnahme	39 %	22 %	66 %	15 %

B Anlage zu Kapitel 5 Simulation des natürlichen Wasserhaushalts im Untersuchungsgebiet mit SWIM

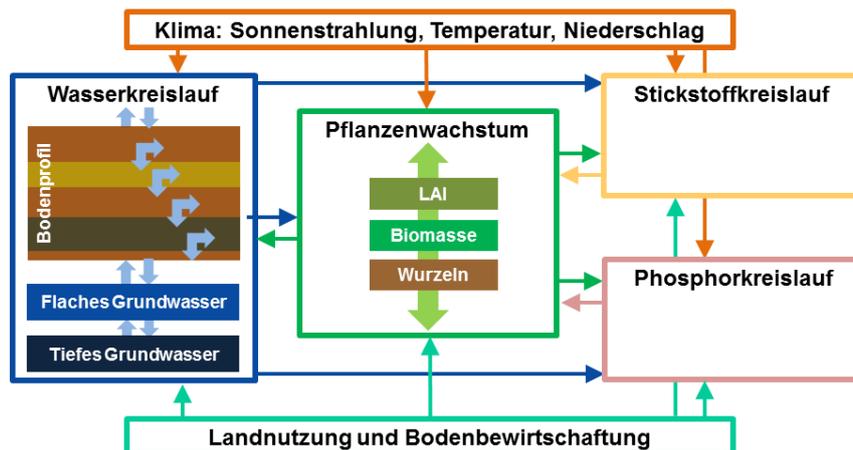


Abb. B 1 Modellstruktur des ökohydrologischen Modells SWIM zur integrierten Simulation des Wasserkreislaufs des Pflanzenwachstums (LAI: Blattflächenindex), des Stickstoff- und des Phosphorkreislaufs (Darstellung modifiziert nach Krysanova et al. (2000))

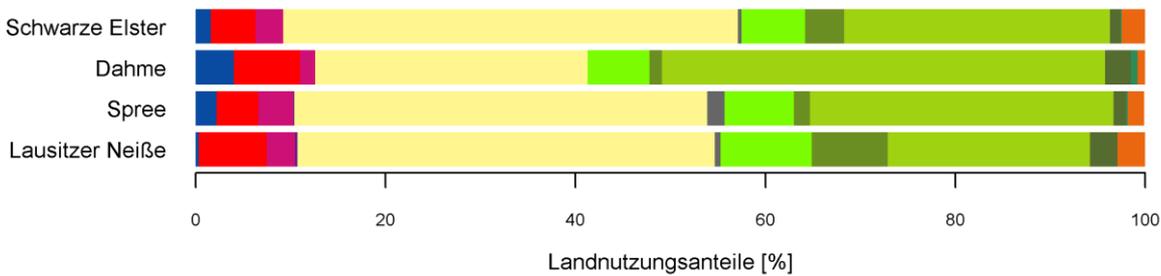
Tab. B 1 Zuweisung der tschechischen Böden laut CGS (2005) und der polnischen Böden laut IUNG (2012) zu den Bodennummern der Leitbodenprofile (LB) der deutschen Bodenkarte (BGR, 1998)

Bodentyp Tschechien	Bodenart Tschechien	Lage	LB
Braunerde mit Rohboden	Lehmiger Sand bis sandiger Lehm	Bei Hradek	11
		Bei Taubenheim	45
		Bei Ebersbach	44
		Kiesel bis Gestein	44
	Lehm mit ausgeprägtem Schluffanteil		44
Eutrophierte Braunerde			32
Korrosionsboden			44
Lessive und vergleyte Lessive	Lehm mit ausgeprägtem Schluffanteil	Nahe Flächen mit LB 44	44
		Nahe Flächen mit LB 45	45
	Sand; lehmiger Sand bis sandiger Lehm		11
Podsol	Lehmiger Sand bis sandiger Lehm	Bei Hinterhermsdorf	55
		Bei Decin	63
Pseudogley mit vergleyter Braunerde	lehmiger Sand bis sandiger Lehm	Bei Rumburk	44
		Bei Decin	63
Stark saure Braunerde	Lehmiger Sand bis sandiger Lehm		55
		Sand	63
		Steinig	57
Versauerte Braunerde	lehmiger Sand bis sandiger Lehm		55
		Sand	63
		Steinig	57
Bodentyp Polen	Bodenart Polen	Lage	LB
Alluvische Torfböden			7
Auenboden	Lehmiger Sand		11
Braunerde	Lehm		44
	Kies		41
Luvisol	Lehmiger Sand	Bei Neißeau	11
	Lehmiger Sand	Bei Zittau	44
	Schluff, Ton		48
Mineralische Torfböden			7
Tschernosem			41

Tab. B 2 Zuweisung der Landnutzung von CORINE Land Cover zu den Kategorien von SWIM

Kategorien CORINE Land Cover	Kategorie SWIM
Durchgängig städtische Prägung, Nicht-durchgängig städtischer Prägung, Städtische Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen	Siedlungen
Industrie- und Gewerbeflächen, Baustellen	Industrie
Straßen und Eisenbahn, Hafengebiet, Flughäfen	Verkehr
Abbauflächen, Deponien und Abraumhalden, Strände, Dünen und Sandflächen	Blanker Boden
Nicht bewässertes Ackerland, Obst- und Beerenbestände, Komplexe Parzellenstrukturen, Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung	Ackerland
Wiesen und Weiden, Natürliches Grasland	Grünland (Extensiv genutztes Grünland: Wiese)
Laubwald	Laubwald
Nadelwald	Nadelwald
Mischwald	Mischwald
Heiden und Moorheiden, Wald-Strauch-Übergangsstadien	Heiden
Flächen mit spärlicher Vegetation	Brache
Sümpfe	Bewaldetes Feuchtland
Torfmoore	Nicht bewaldetes Feuchtland
Gewässerläufe, Wasserflächen	Gewässer

Landnutzung nach CORINE Land Cover



Landnutzung unter Berücksichtigung der Feuchtgebiete anhand der Bodenkarten

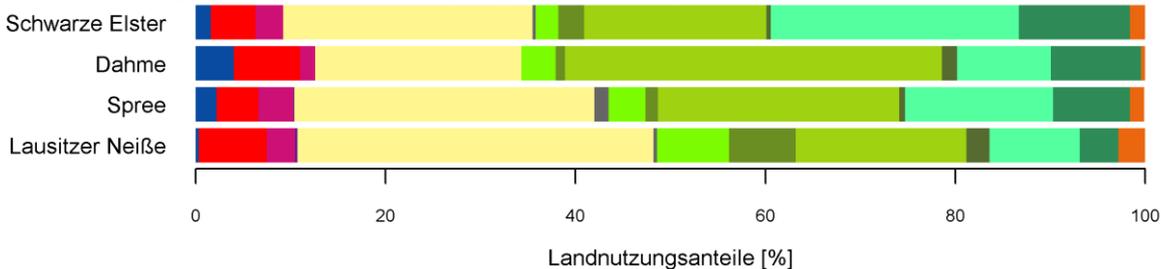


Abb. B 2 Landnutzungsanteile nach CORINE Land Cover und unter Zuweisung der Feuchtgebiete anhand der Bodenkarten

Tab. B 3 Parameter zur Kalibrierung der hydrologischen Prozesse in SWIM

Parameter	Beschreibung
bff	Basisabflussfaktor des Einzugsgebiets
cnum1, cnum2, cnum3	SCS – Kurvennummern für trockene, mittlere und feuchte Bedingungen
Ecal	Korrekturfaktor der potenziellen Verdunstung
Thc	Korrekturfaktor der potenziellen Verdunstung bezüglich des Emissionsvermögens des Himmels
gwq0	Initialer Grundwasserzufluss
abf1, abf2	Grundwasserrezessionsraten für schnellen und langsamen Grundwasserleiter
del0	Verzögerungsfaktor für Grundwasser
snow1	Initialer Schneegehalt im Einzugsgebiet
storc1	Korrektionskoeffizient für den initialen Wassergehalt im Fluss
stinco	Initialer Wassergehalt im Einzugsgebiet als Anteil an der Feldkapazität
chwc0	Korrekturfaktor der Gerinnebreite aller Abschnitte
chxk0	Korrekturfaktor des USLE K Faktors des Gerinnes
chcc0	Korrekturfaktor des USLE C Faktors des Gerinnes
roc1, roc2	Routingfaktoren, Ablaufkoeffizienten zur Berechnung der Speicherzeitkonstante des Oberflächenabflusses
roc3, roc4	Routingfaktoren, Ablaufkoeffizienten zur Berechnung der Speicherzeitkonstante des Zwischenabflusses
sccor	Korrekturfaktor der gesättigten Leitfähigkeit für alle Böden
rdcor	Korrekturfaktor der maximalen Wurzeltiefe der Pflanzen
tsnfall	Schneefalltemperatur
tmelt	Schneesmelztemperatur
smrate	Schneesmelzrate
pcfacts	Auenparameter, der die Zehrwirkung beschreibt

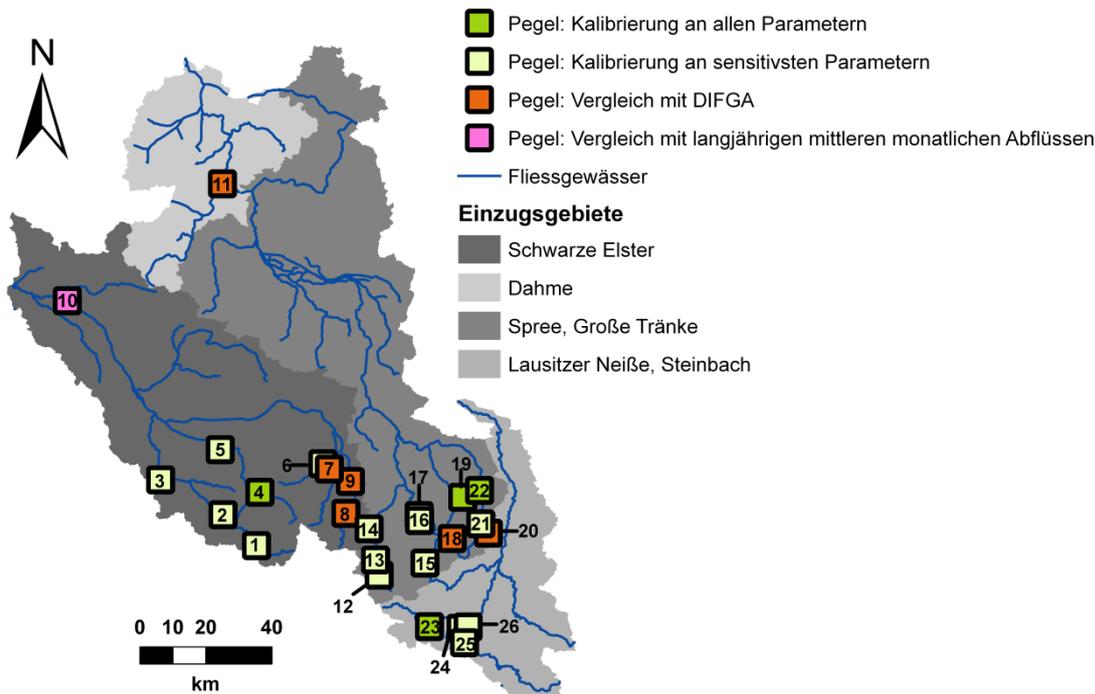


Abb. B 3 Nutzung von Vergleichsdaten an Pegeln

Tab. B 4 Pegel in Abbildung B 2

Betreiber: LfULG, LUGV, LHW, Povodi Labe in Tschechien (Pov. Labe)

Nummer in Abb. B 3	Pegel	Fließgewässer	Zeitraum Beobachtung	Verfügbarer Zeitschritt	Betreiber
1	Radeberg	Große Röder	1988-2005	Monat	LfULG
2	Großdittmannsdorf		1956-2005	Monat	LfULG
3	Kleinraschütz		1961-2005	Monat	LfULG
4	Königsbrück	Pulsnitz	1926-2009	Tag	LfULG
5	Ortrand		1988-2009	Tag	LUGV
6	Trado 1 und 2	Schwarze Elster	1988-2005	Tag	LfULG
7	Schönau	Klosterwasser	1976-2005	Monat	LfULG
8	Prischwitz	Hoyerswerdaer	(Beobachtung nicht genutzt)		LfULG
9	Zescha	Schwarzwasser	(Beobachtung nicht genutzt)		
10	Löben	Schwarze Elster	1974-2008 (Mittel)		LHW
11	Märkisch Buchholz	Dahme	(Beobachtung nicht genutzt)		LUGV
12	Hohberg	Rosenbach	1988-2006	Monat	LfULG
13	Schirgiswalde	Spree	1963-2006	Tag	LfULG
14	Bautzen, Weite Bleiche		1969-2006	Tag	LfULG
15	Großschweidnitz	Löbauer Wasser	1989-2006	Tag	LfULG
16	Kotitz	Kotitzer Wasser	1994-2006	Tag	LfULG
17	Gröditz 1	Löbauer Wasser	1989-2006	Tag	LfULG
18	Oehlich	Schwarzer Schöps	(Beobachtung nicht genutzt)		LfULG
19	Jänkendorf		1998-2006	Tag	LfULG
20	Holtendorf	Weißer Schöps	(Beobachtung nicht genutzt)		LfULG
21	Königshain	Königshainer Wasser	1979-2006	Tag	LfULG
22	Särichen	Weißer Schöps	1998-2006	Tag	LfULG
23	Großschönau	Mandau	1964-2009	Tag	LfULG
24	Zittau 3 und 5	Mandau	1913-2010	Tag	LfULG
25	Hradek nad Nisou	Lausitzer Neiße	2003-2009	Monat	Pov. Labe
26	Zittau 1		1955-2009	Tag	LfULG

Tab. B 5 Bestimmung der Gütekriterien bei der Simulation des Abflusses Q

Gütekriterium	Formel	Anwendung	Wertebereich	Optimum
RVE	$\frac{\overline{Q_{sim}}}{\overline{Q_{obs}}} - 1$	Volumen	$-\infty - +\infty$	0
r ²	$1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{sim} - Q_{obs})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs} - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N Q_{obs})^2}$	Dynamik	0-1	1
NSE	$1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{sim} - Q_{obs})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs} - Q_{obs})^2}$	Dynamik und Volumen, starke Bewertung von Spitzenabflüssen	$-\infty - 1$	1
NSE _{log}	wie NSE, unter Nutzung von log(Q) statt Q	Dynamik und Volumen, insbesondere Niedrigwasser	$-\infty - 1$	1
VE	$1 - \frac{\sum_{i=1}^N Q_{sim} - Q_{obs} }{\sum_{i=1}^N (Q_{obs})}$	Dynamik und Volumen, Spitzen- und Niedrigwasserabflüsse	0 - 1	1

Tab. B 6 Angepasste Werte der Modellparameter bei Kalibrierung anhand aller Modellparameter

Parameter	Kalibrierung anhand aller Modellparameter		
	Königsbrück	Jänkendorf, Särichen	Großschönau
bff	0,3	0,3	0,4
cnum1 / cnum2 / cnum3	50 / 60 / 50	55 / 60 / 60	50 / 55 / 55
ecal	1	1,24	1
Gwq0	0,2	0,02	0,2
abf1 / abf2	0,018 / 0,0002	0,023 / 0,00007	0,012 / 0,005
del0	5,5	2,5	1,5
roc2 / roc4	1 / 1	1,1 / 1,2	1,1 / 1,1
sccor	10	9	2
tsnfall / tmelt / smrate	0,2 / 3,6 / 2,3	0,1 / 3 / 3,3	0 / 2 / 2,5
pcfacts	1	1	1

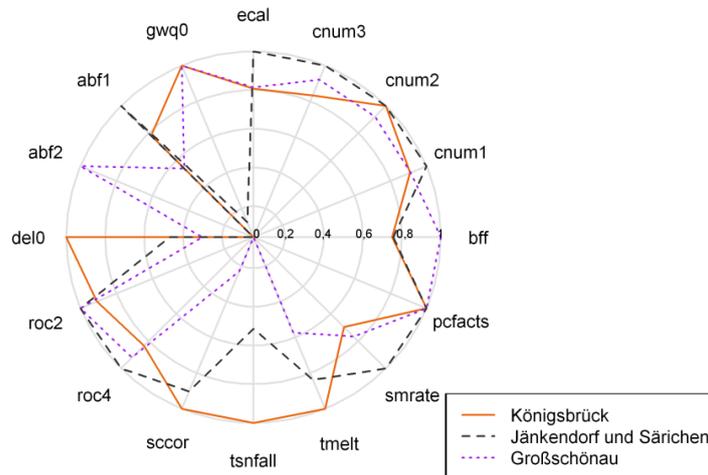


Abb. B 4 Parameter nach Kalibrierung unter Normierung auf den jeweiligen Maximalwert aus Tab. B 6

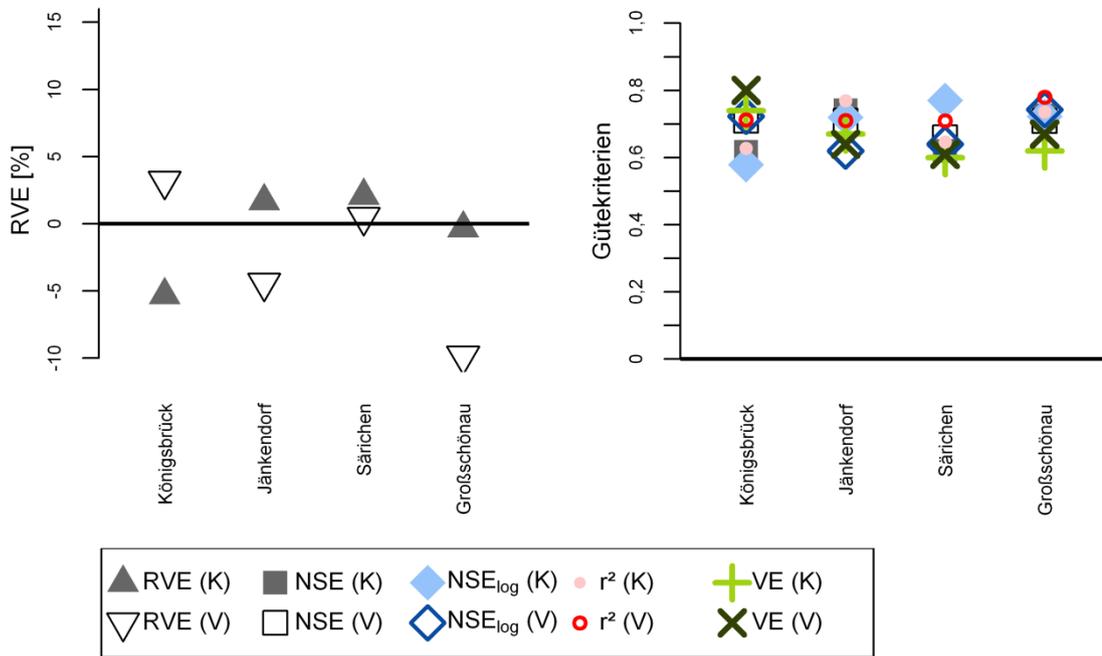


Abb. B 5 Gütekriterien bei Kalibrierung (K) und Validierung (V) aller Modellparameter

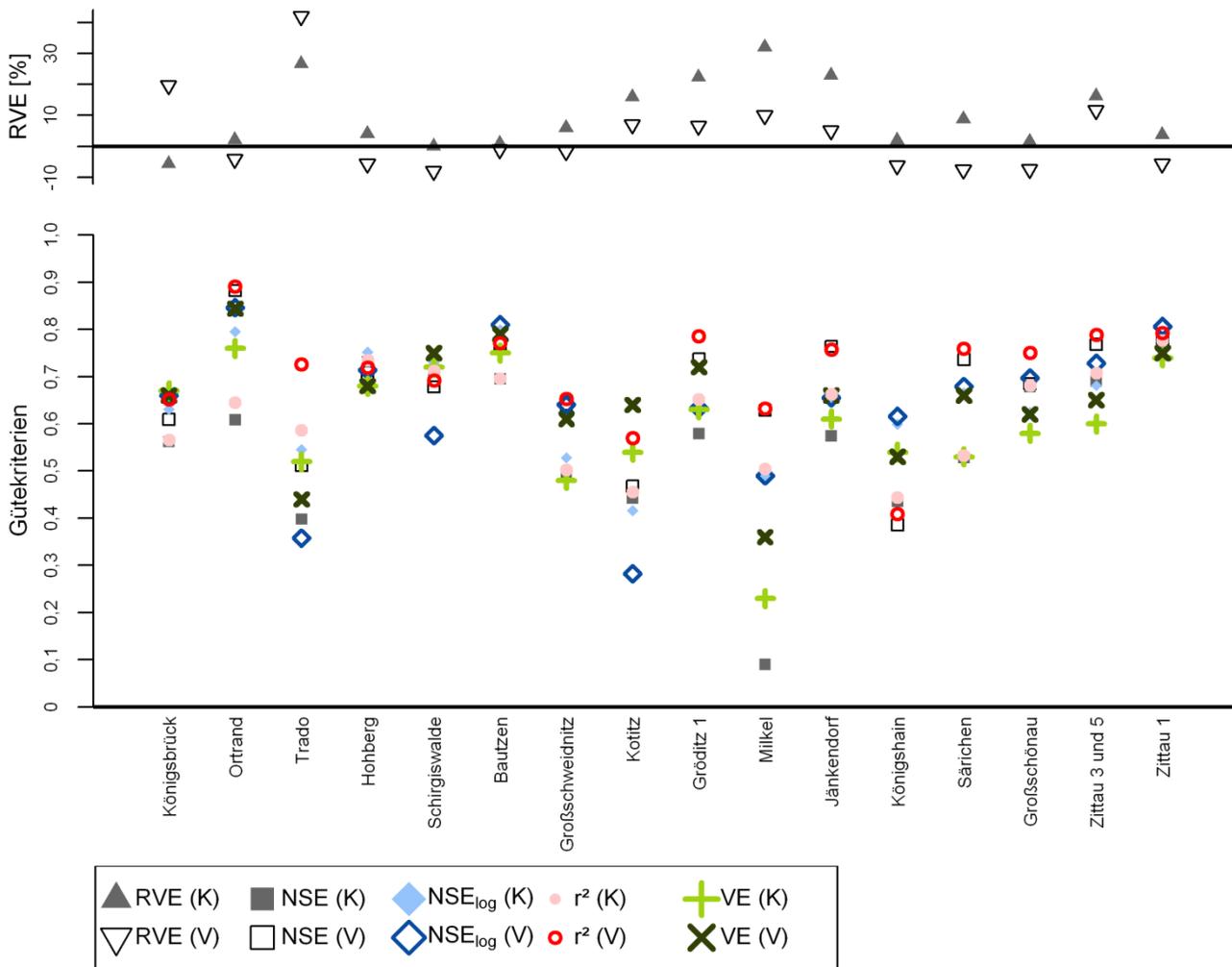


Abb. B 6 Gütekriterien bei der Kalibrierung (K) und Validierung (V) der sensitivsten Modellparameter

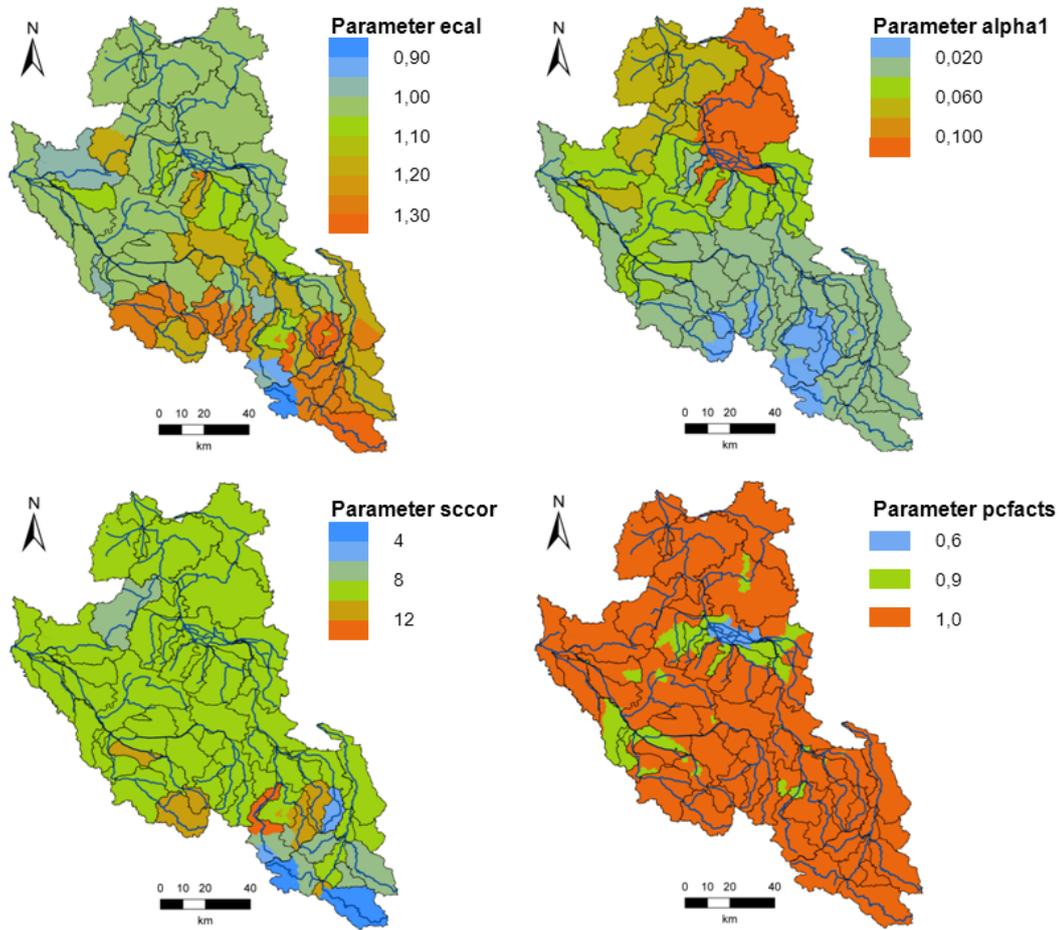
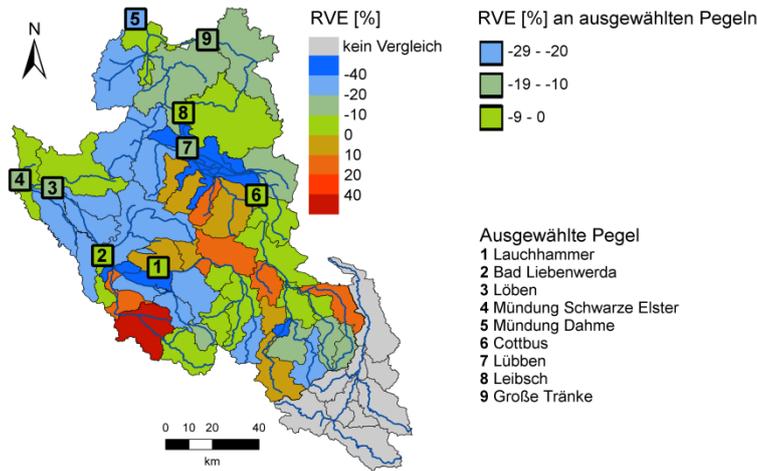
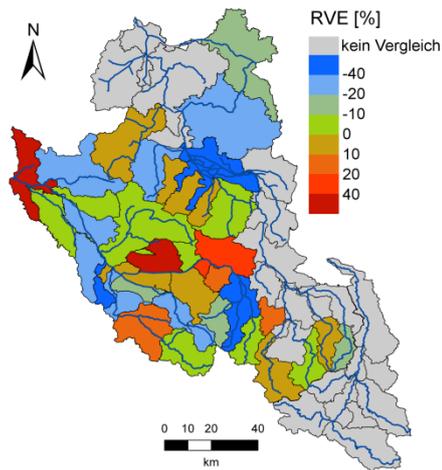


Abb. B 7 Karten der räumlich angepassten Parameter ecal, abf1, sccor und pcfacts

Vergleich mit N-A-U-Kartenwerk: Volumen



Vergleich mit Ländermodell: Volumen



Vergleich mit Ländermodell: Jahresgang

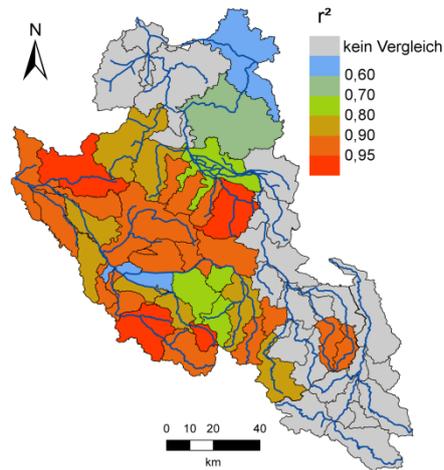


Abb. B 8 Vergleiche mit N-A-U-Kartenwerk und Ländermodell WBaIMo Spree / Schwarze Elster (Volumenfehler bei Vergleich mit dem N-A-U-Kartenwerk für Simulationsteilgebiete und ausgewählte Pegel, Volumenfehler und r^2 des Jahresgangs bei Vergleich mit dem Ländermodell WBaIMo Spree / Schwarze Elster)

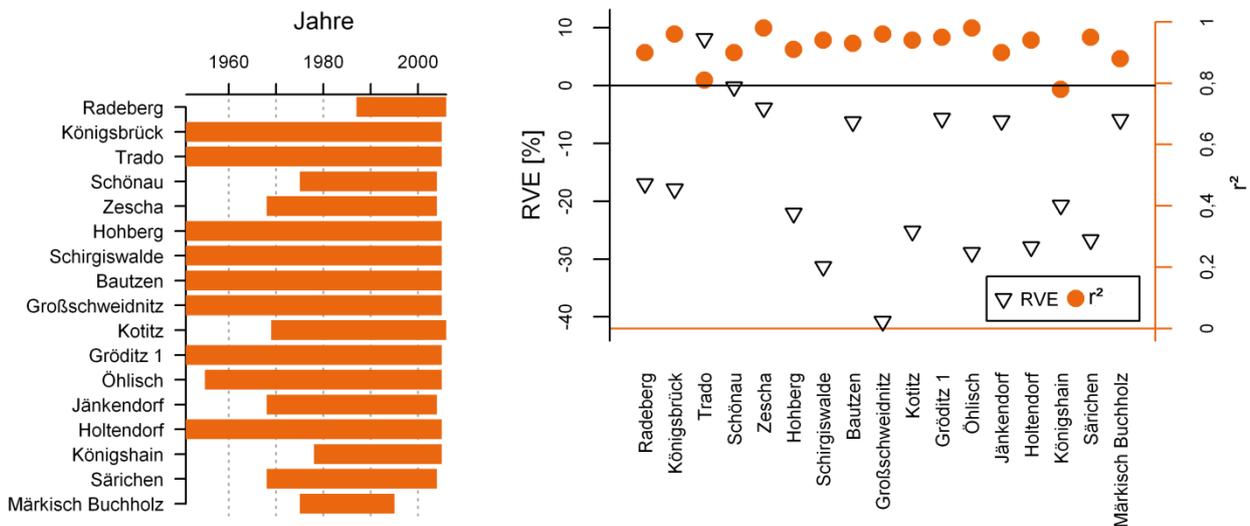


Abb. B 9 Vergleich mit DIFGA (Vergleichszeiträume, RVE und r^2 der natürlichen Abflüsse aus DIFGA und der Simulationsergebnisse von SWIM)

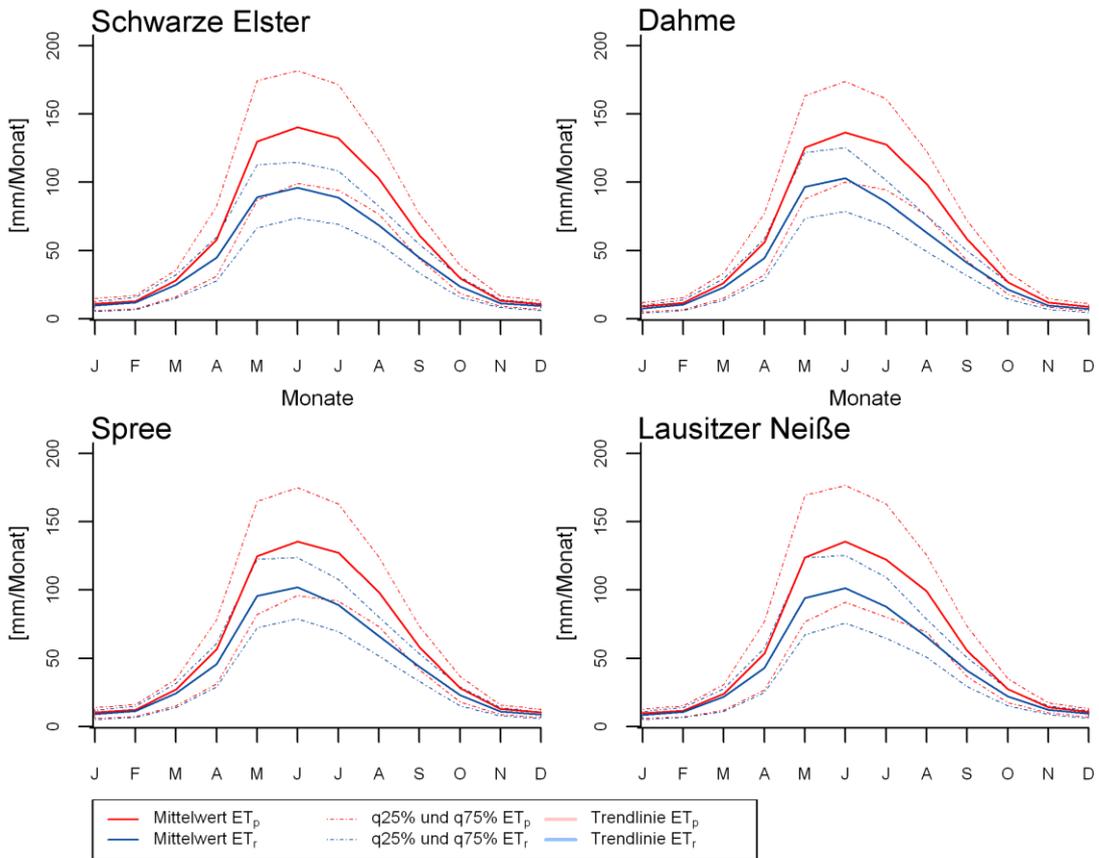


Abb. B 10 Potenzielle (ET_p) und reale Verdunstung (ET_r) in der Referenzperiode 1961-1990 (Monatssummen der Referenzperiode 1961-1990 als Mittelwerte und 25%- und 75%-Quantile)

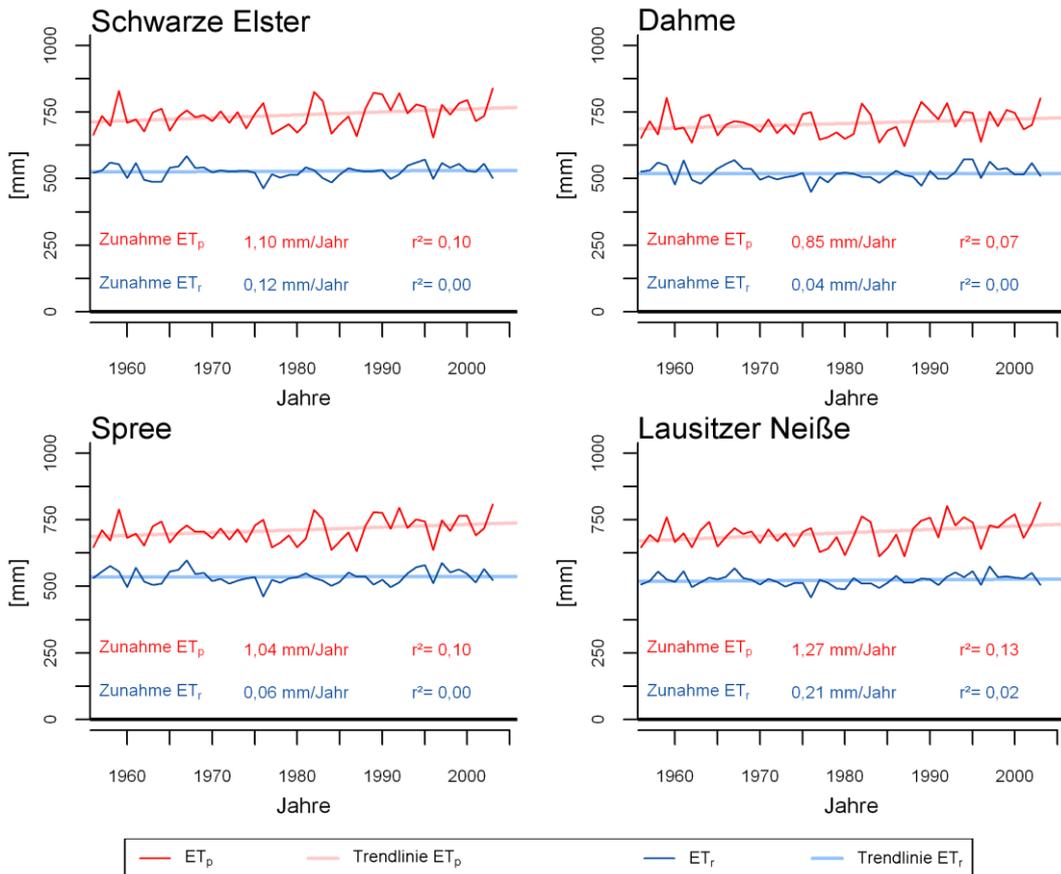


Abb. B 11 Potenzielle (ET_p) und reale Verdunstung (ET_r) im Zeitraum 1956-2003 (Jahressummen)

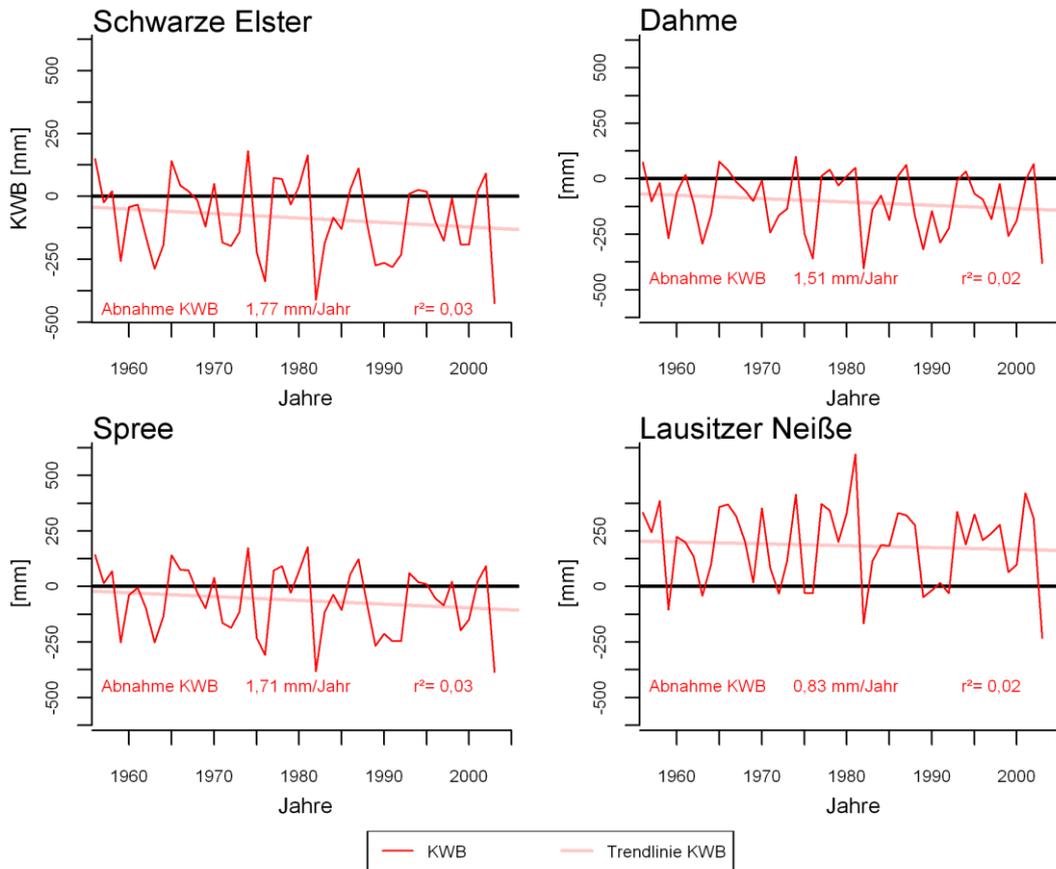


Abb. B 12 Klimatische Wasserbilanz (KWB) im Zeitraum 1956-2003 (Jahressummen)

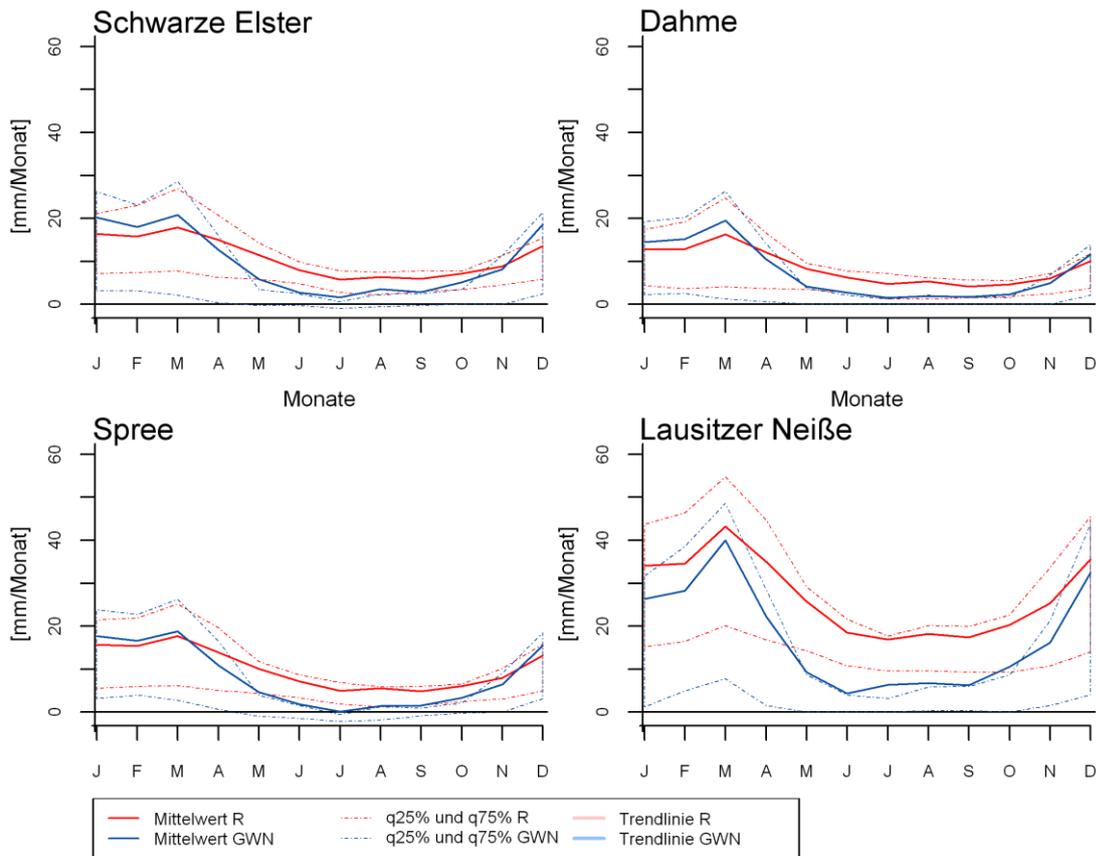


Abb. B 13 Abflusshöhe (R) und Grundwasserneubildung (GWN) in der Referenzperiode 1961-1990 (Monatssummen der Referenzperiode 1961-1990 als Mittelwerte und 25%- und 75%-Quantile)

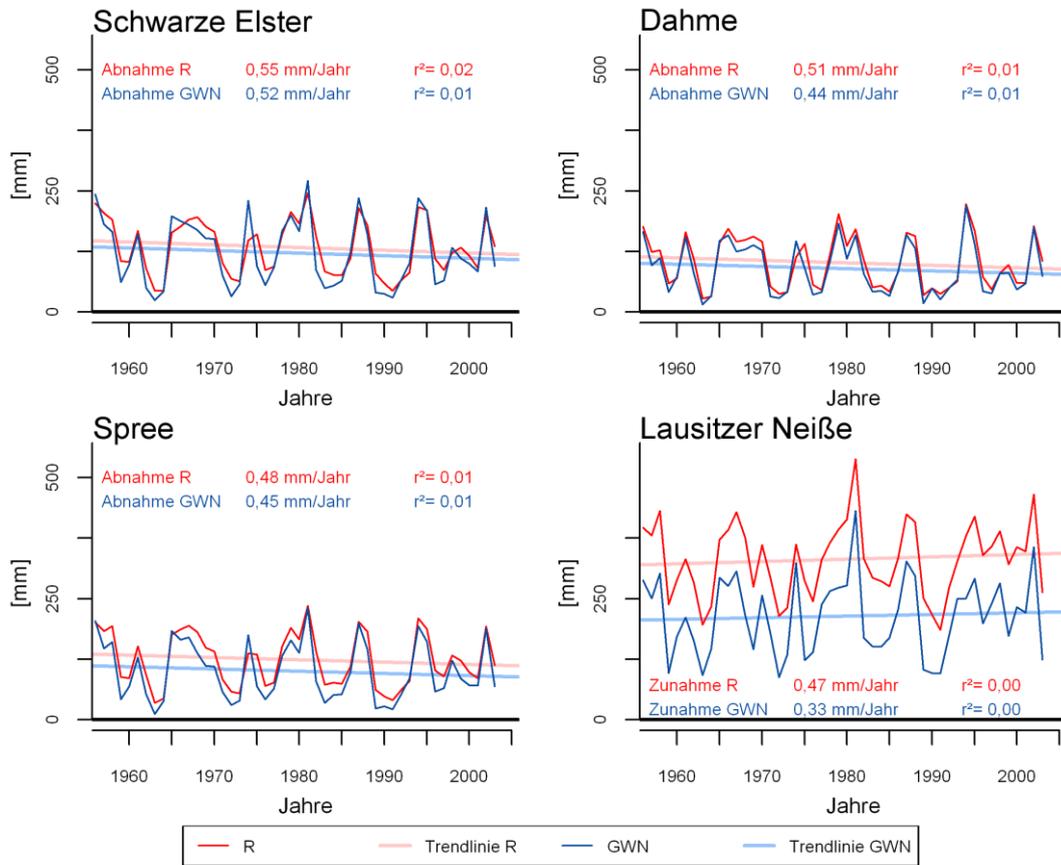


Abb. B 14 Abflusshöhe (R) und Grundwasserneubildung (GWN) im Zeitraum 1956-2003 (Jahressummen)

C Anlage zu Kapitel 6

Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den natürlichen Wasserhaushalt im Untersuchungsgebiet

Tab. C 1 Klima- und Niederschlagsstationen der Realisierungen von WettReg

Stationsname	Rechtswert	Hochwert	Höhe ü. NN [m]	Typ
Alt Madlitz	3447588	5803583	62	Niederschlagsstation
Altdöbern	3432892	5722557	85	Niederschlagsstation
Bad Muskau	3479208	5713257	125	Niederschlagsstation
Bad Saarow-Pieskow	3436555	5792589	45	Niederschlagsstation
Bahnsdorf (Niederlausitz)	3439717	5714685	114	Niederschlagsstation
Baruth (AWST)	3397188	5769885	55	Niederschlagsstation
Berlin-Dahlem	3384525	5814674	51	Klimastation
Bischdorf (Lübbenau)	3428976	5739296	78	Niederschlagsstation
Blankenfelde	3390972	5798948	42	Niederschlagsstation
Bremsdorf	3464405	5775625	100	Niederschlagsstation
Briesen (Spreewald)	3448306	5741284	59	Niederschlagsstation
Burg (Spreewald)	3441427	5742472	55	Niederschlagsstation
Cottbus	3453089	5736788	69	Klimastation
Dahme	3391910	5747744	86	Niederschlagsstation
Danna-Eckmannsdorf	3355842	5763120	113	Niederschlagsstation
Döbern	3472308	5718851	135	Niederschlagsstation
Dobra	3392460	5708792	94	Niederschlagsstation
Drebkau	3446060	5724624	85	Niederschlagsstation
Dresden-Klotzsche	3412535	5665024	227	Klimastation
Dürrenhofe	3427966	5764895	48	Niederschlagsstation
Eibau-Walddorf	3475441	5649883	444	Niederschlagsstation
Eichow	3439969	5735815	62	Niederschlagsstation
Elsterheide-Geierswalde	3438917	5705796	108	Niederschlagsstation
Elsterwerda	3395770	5700936	90	Niederschlagsstation
Finstervalde	3408638	5720712	108	Niederschlagsstation
Forst (Lausitz)	3474447	5731074	77	Niederschlagsstation
Friedland (Niederlausitz)	3449997	5772412	55	Niederschlagsstation
Fürstenwalde (Spree)	3436655	5800374	38	Niederschlagsstation
Fürstlich Drehna	3417163	5733914	77	Niederschlagsstation
Gießmannsdorf	3410518	5748490	65	Niederschlagsstation
Gollmitz	3422600	5728266	116	Niederschlagsstation
Golßen	3403849	5759739	62	Niederschlagsstation
Gorden	3404275	5709668	104	Niederschlagsstation
Görlitz (Wetterwarte)	3496504	5668731	238	Klimastation
Görlitz-Kunnerwitz	3495101	5663172	271	Niederschlagsstation
Graustein	3463961	5713342	139	Niederschlagsstation
Grießen	3472448	5744431	98	Niederschlagsstation
Gröditz	3392225	5697672	93	Niederschlagsstation

Stationsname	Rechtswert	Hochwert	Höhe ü. NN [m]	Typ
Groß Düben	3470198	5713302	133	Niederschlagsstation
Groß Leuthen	3433454	5764819	50	Niederschlagsstation
Großenhain-Skassa	3393291	5682074	125	Niederschlagsstation
Großhartmannsdorf	3438411	5663538	283	Niederschlagsstation
Großröhrsdorf-Kleinröhrsdorf	3428613	5663664	263	Niederschlagsstation
Grötsch	3466901	5738903	64	Niederschlagsstation
Grünewalde	3411153	5706206	95	Niederschlagsstation
Hähnichen	3490951	5690980	155	Niederschlagsstation
Halbendorf (Spree)	3468628	5683283	140	Niederschlagsstation
Hartmannsdorf (Oder-Spree)	3420308	5800612	37	Niederschlagsstation
Herzberg (Elster)	3377682	5729155	81	Niederschlagsstation
Hirschfeld	3403961	5692987	105	Niederschlagsstation
Hohenbrück-Neu Schadow	3424654	5772731	45	Niederschlagsstation
Hohenbucko	3394430	5736565	131	Niederschlagsstation
Hohendubrau-Gebelzig	3476959	5675454	196	Niederschlagsstation
Holzdorf	3371000	5738224	78	Niederschlagsstation
Hoyerswerda	3447861	5697911	135	Niederschlagsstation
Jessen (Elster)	3360026	5740743	77	Niederschlagsstation
Jonsdorf	3478881	5633187	460	Niederschlagsstation
Jühnsdorf	3389535	5795642	40	Niederschlagsstation
Jühnsdorf-Blankenfelde	3389585	5797866	45	Niederschlagsstation
Karche-Zaacko-Schollen	3411894	5748466	62	Niederschlagsstation
Kemnitz	3484586	5657632	298	Niederschlagsstation
Klettwitz	3422344	5711584	128	Niederschlagsstation
Klitten	3472144	5688823	132	Niederschlagsstation
Komptendorf	3464048	5725576	86	Niederschlagsstation
Königshain	3489515	5669853	270	Niederschlagsstation
Königswartha	3453311	5685624	140	Niederschlagsstation
Kossdorf	3377144	5706914	87	Niederschlagsstation
Krauschwitz-Klein Priebus	3496527	5702094	135	Niederschlagsstation
Krausnick	3419734	5765021	60	Niederschlagsstation
Kröbeln	3386737	5701129	91	Niederschlagsstation
Kroppen	3416487	5692767	110	Niederschlagsstation
Langebrück	3419532	5664910	213	Niederschlagsstation
Langenlippsdorf	3367962	5753882	91	Niederschlagsstation
Laußnitz-Glauschnitz	3419775	5680479	167	Niederschlagsstation
Lieberose	3451923	5759045	47	Niederschlagsstation
Lindenberg (Observatorium)	3439885	5785873	98	Klimastation
Löbau	3477594	5660994	249	Niederschlagsstation
Lohsa	3459635	5692243	125	Niederschlagsstation
Löhstein	3371929	5720396	82	Niederschlagsstation
Lübben-Blumenfelde	3422993	5753845	57	Niederschlagsstation
Märkisch-Buchholz	3415787	5775099	42	Niederschlagsstation

Stationsname	Rechtswert	Hochwert	Höhe ü. NN [m]	Typ
Moritzburg	3410513	5669509	166	Niederschlagsstation
Motzen	3402954	5784233	47	Niederschlagsstation
Naundorf bei Seyda	3354242	5755376	100	Niederschlagsstation
Neißeau	3501396	5675402	180	Niederschlagsstation
Neu Madlitz	3448938	5802457	46	Niederschlagsstation
Neu Zauche	3436744	5753652	55	Niederschlagsstation
Neubrück (Spree)	3452235	5791300	42	Niederschlagsstation
Nexdorf	3387183	5721145	93	Niederschlagsstation
Niederoderwitz	3481034	5644299	308	Niederschlagsstation
Oberlichtenau-Niederlichtenau	3428782	5675897	220	Niederschlagsstation
Ogrosen	3432995	5730342	73	Niederschlagsstation
Olbersdorf	3483816	5635394	305	Niederschlagsstation
Oppach	3464953	5655504	320	Niederschlagsstation
Peickwitz	3429153	5702586	102	Niederschlagsstation
Peitz	3460050	5744514	60	Niederschlagsstation
Petkus	3388053	5760068	145	Niederschlagsstation
Pinnow	3467720	5758918	83	Niederschlagsstation
Plotzen-Sornßig	3470611	5664365	330	Niederschlagsstation
Prieros	3416659	5786209	38	Niederschlagsstation
Pulsnitz	3430103	5670317	280	Niederschlagsstation
Radeburg	3411308	5675057	153	Niederschlagsstation
Radibor-Quoos	3456031	5677815	155	Niederschlagsstation
Ragow (Dahme-Spree)	3401082	5793172	38	Niederschlagsstation
Ragow (Oberspreewald)	3424284	5748263	60	Niederschlagsstation
Rammenau	3440549	5666849	301	Niederschlagsstation
Rehagen	3388528	5781199	41	Niederschlagsstation
Reinersdorf	3403731	5680755	140	Niederschlagsstation
Reinsdorf (Teltow)	3377535	5751413	106	Niederschlagsstation
Rietschen	3484696	5694331	145	Niederschlagsstation
Ruhland	3421479	5700474	98	Niederschlagsstation
Sallgast	3420351	5717177	140	Niederschlagsstation
Schlieben	3388122	5732251	75	Niederschlagsstation
Schmogrow	3443519	5744673	55	Niederschlagsstation
Schönewalde	3378006	5742500	79	Niederschlagsstation
Schönfeld	3409371	5683989	135	Niederschlagsstation
Schönwalde (Dahme-Spree)	3416211	5759517	53	Niederschlagsstation
Senftenberg	3432006	5708109	102	Niederschlagsstation
Sollschwitz	3445681	5689036	132	Niederschlagsstation
Sonnenwalde	3406664	5726311	103	Niederschlagsstation
Spittwitz	3449663	5668976	215	Niederschlagsstation
Spremberg (Kläranlage)	3456347	5714514	99	Niederschlagsstation
Spremberg (Talsperre)	3458508	5724506	90	Niederschlagsstation
Stechau	3394267	5728780	92	Niederschlagsstation

Stationsname	Rechtswert	Hochwert	Höhe ü. NN [m]	Typ
Steinbach	3404283	5672958	179	Niederschlagsstation
Storkow	3426955	5789384	39	Niederschlagsstation
Tauer	3462158	5750059	64	Niederschlagsstation
Tauscha-Würschnitz	3416215	5676086	170	Niederschlagsstation
Tettau	3411712	5698409	96	Niederschlagsstation
Teupitz	3405581	5778620	35	Niederschlagsstation
Trebendorf	3470172	5708853	143	Niederschlagsstation
Treppeln	3469162	5770032	110	Niederschlagsstation
Tröbitz	3391264	5717718	103	Niederschlagsstation
Turnow	3458691	5746750	62	Niederschlagsstation
Übigau	3382261	5717920	84	Niederschlagsstation
Wehrsdorf	3456542	5655568	335	Niederschlagsstation
Weißenberg	3475546	5672124	188	Niederschlagsstation
Weißig am Raschütz	3405987	5689612	150	Niederschlagsstation
Weißkeißel	3480564	5705466	125	Niederschlagsstation
Zabeltitz-Stroga	3397631	5689773	110	Niederschlagsstation
Zeesen	3405836	5791966	45	Niederschlagsstation
Zeesen (A)	3406518	5791953	38	Niederschlagsstation
Zellendorf	3367215	5751676	89	Niederschlagsstation
Zossen	3394141	5787752	36	Niederschlagsstation

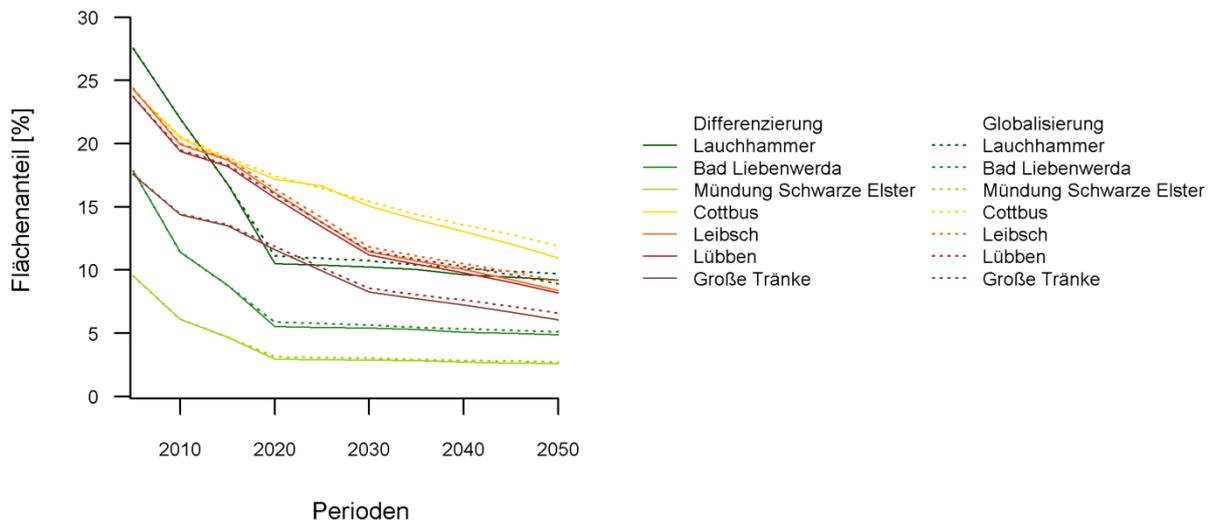


Abb. C 1 Anteil des Grundwasserabsenkungstrichters an Teileinzugsgebieten in Bergbauszenarien

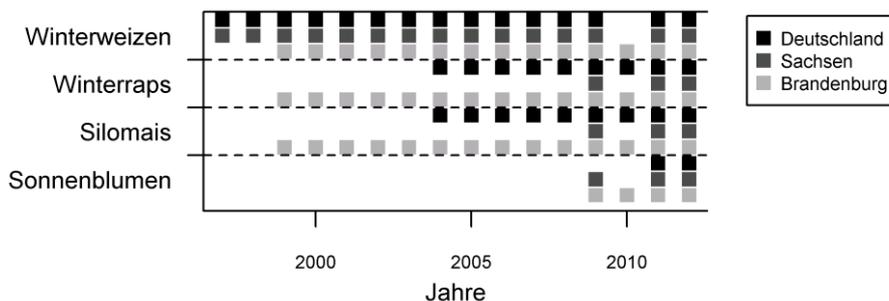


Abb. C 2 Übersicht über die Verfügbarkeit von Mittelwerten beobachteter Ernteerträge

Tab. C 2 Kombinationen der mit SWIM und EGMO simulierten Szenarien
 (^a Winterweizen, ^b je Winterraps, Silomais, Sonnenblumen und Sorghumhirse auf allen Ackerflächen,
 durchgeführte Kombinationen sind mit „X“ gekennzeichnet)

Klima	Landnutzung		Hydrologische Modelle	
	Bergbau	Anbaukulturen	SWIM	EGMO
S 0K	Kein Bergbau	Referenzvariante ^a	X	—
		Energiepflanzen ^b	X	—
	Status Quo 2005	Referenzvariante	X	—
	Differenzierung	Referenzvariante	X	—
S 2K	Kein Bergbau	Referenzvariante	X	—
		Energiepflanzen	X	—
	Status Quo 2005	Referenzvariante	X	—
	Differenzierung	Referenzvariante	X	—
S 3K	Kein Bergbau	Referenzvariante	X	—
		Energiepflanzen	X	—
	Status Quo 2005	Referenzvariante	X	—
	Differenzierung	Referenzvariante	X	—
W A1B	Kein Bergbau	Referenzvariante	X	—
		Energiepflanzen	X	—
	Status Quo 2005	Referenzvariante	X	—
	Differenzierung	Referenzvariante	X	—
		Globalisierung / Ländermodell	X	X
		Globalisierung / Ländermodell	X	—

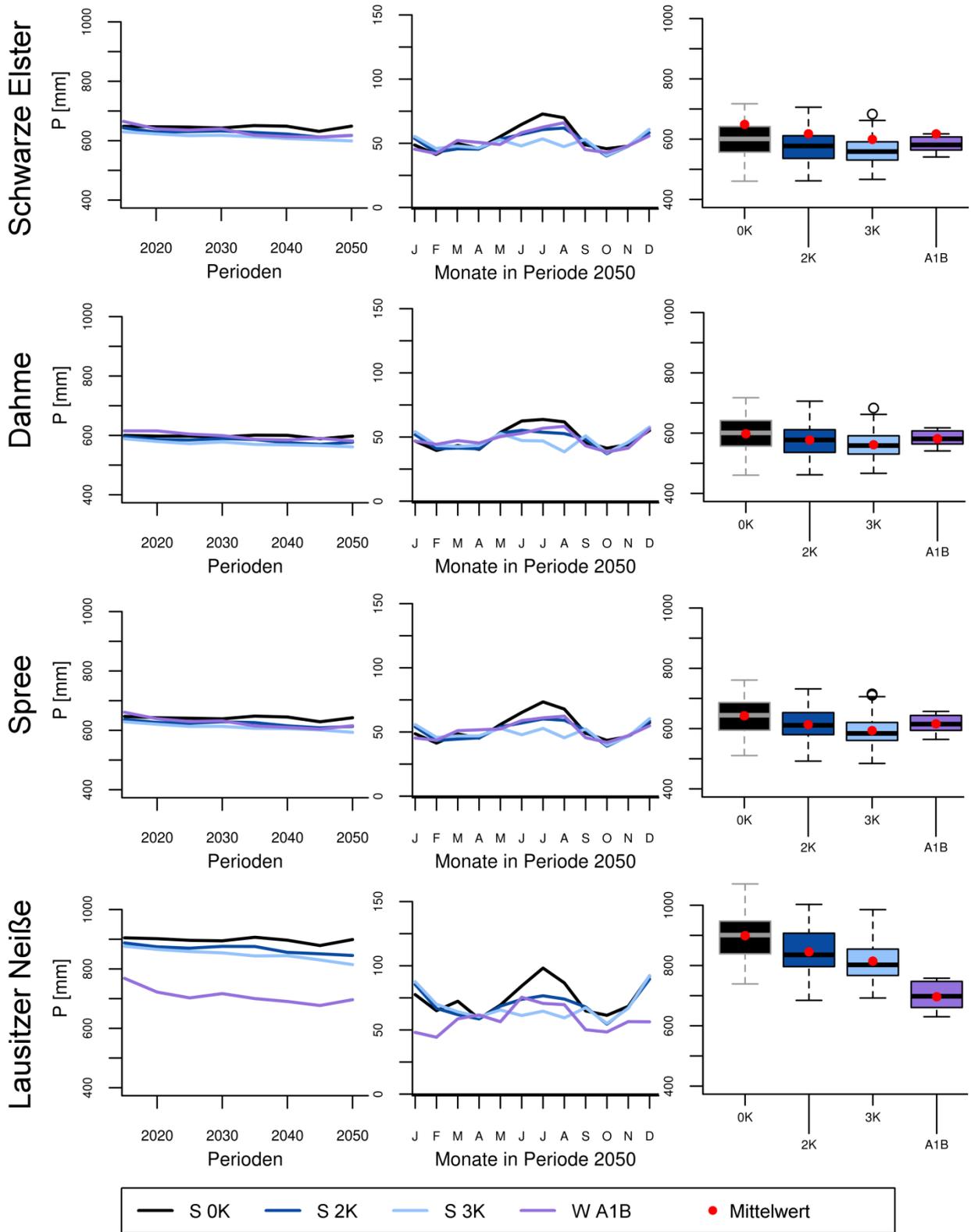


Abb. C 3 Projizierter Niederschlag P der Klimaszenarien (korrigiert) in den Einzugsgebieten (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

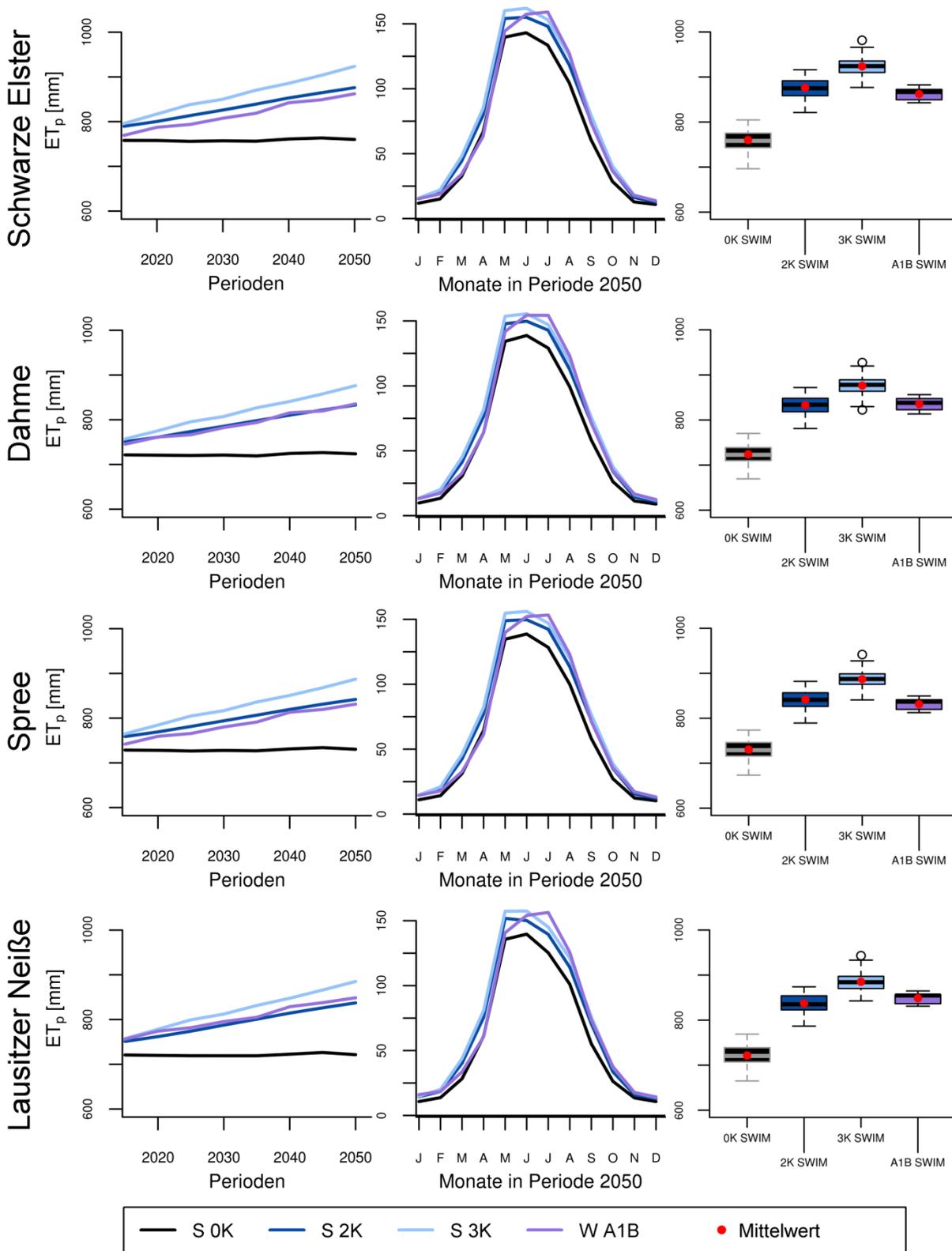


Abb. C 4 Potenzielle Verdunstung ET_p in den Einzugsgebieten (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

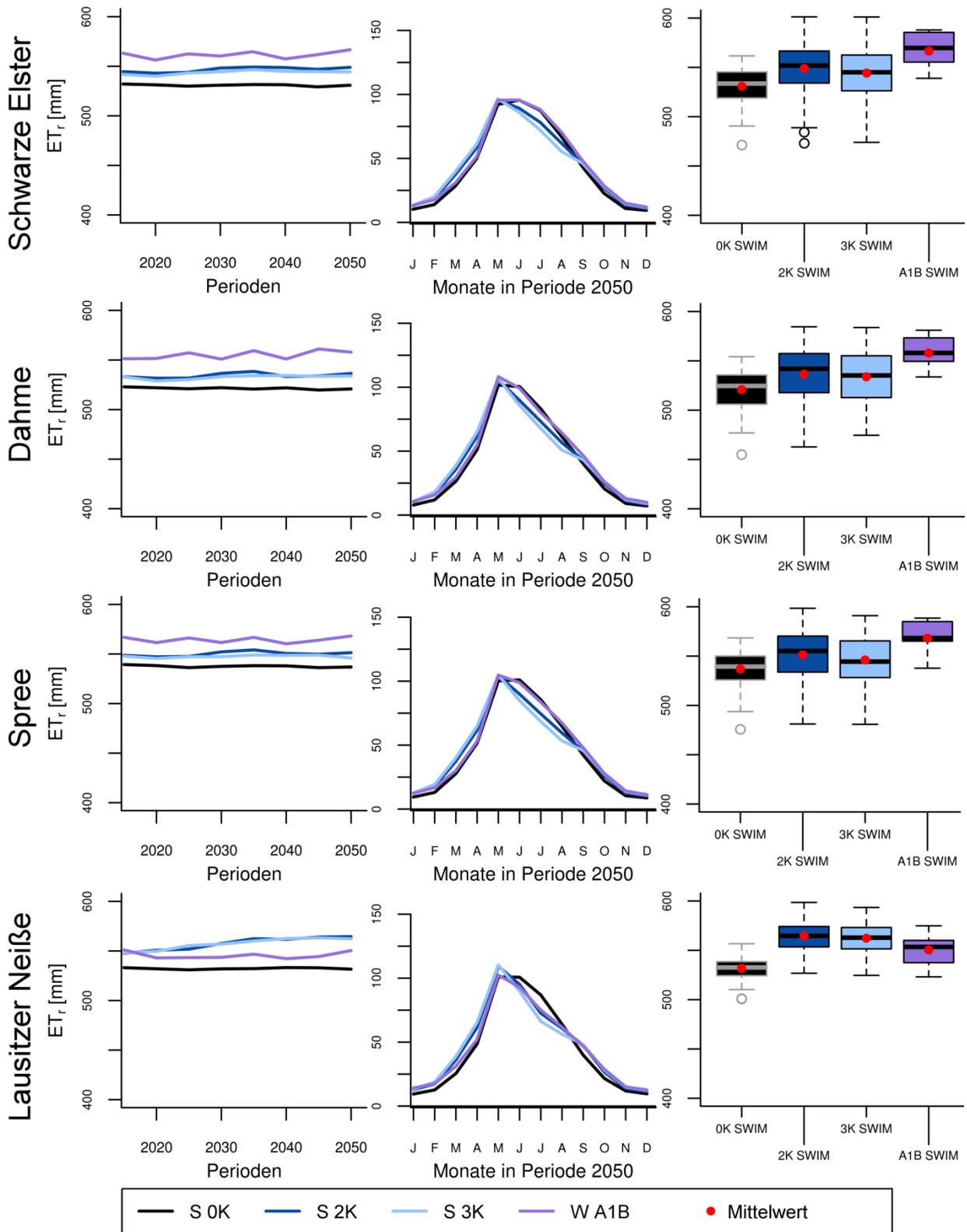


Abb. C 5 Reale Verdunstung ET_r in den Einzugsgebieten (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

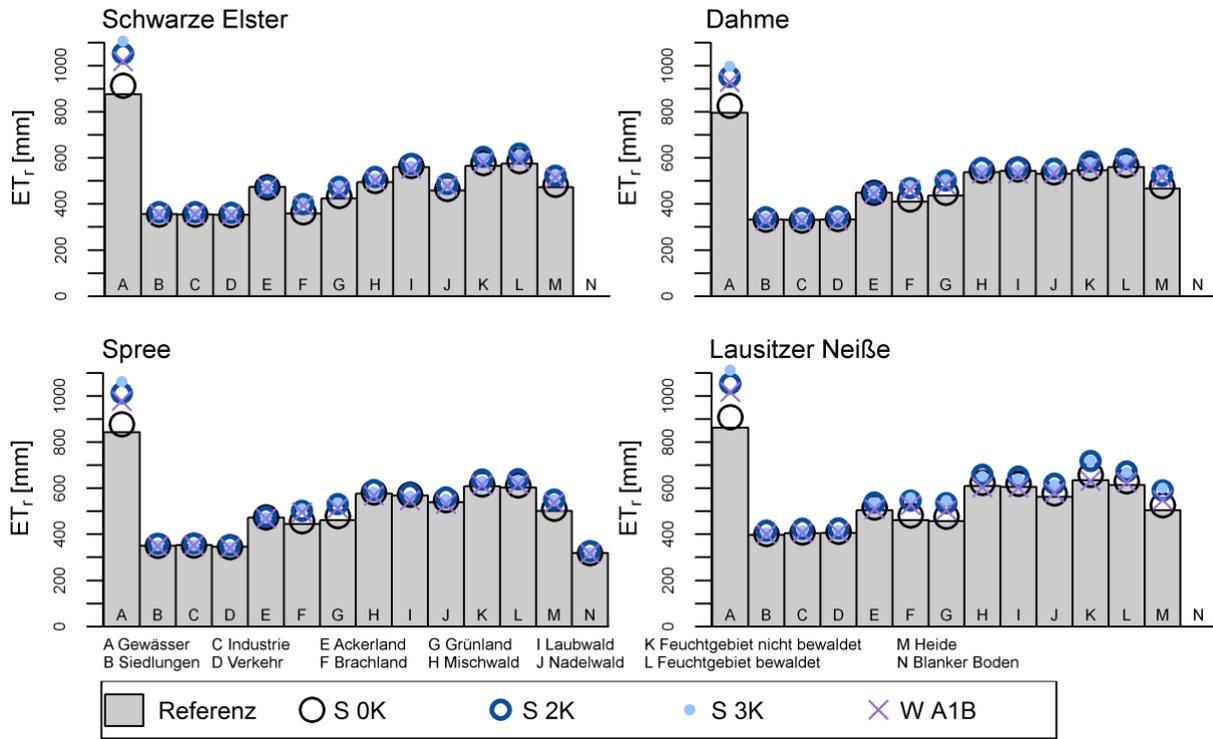


Abb. C 6 Reale Verdunstung ET_r differenziert nach der Landnutzungskategorie
(Grundlage: beobachtete Klimadaten der Referenz 1961-1990 und Klimaszenarien in Periode 2050)

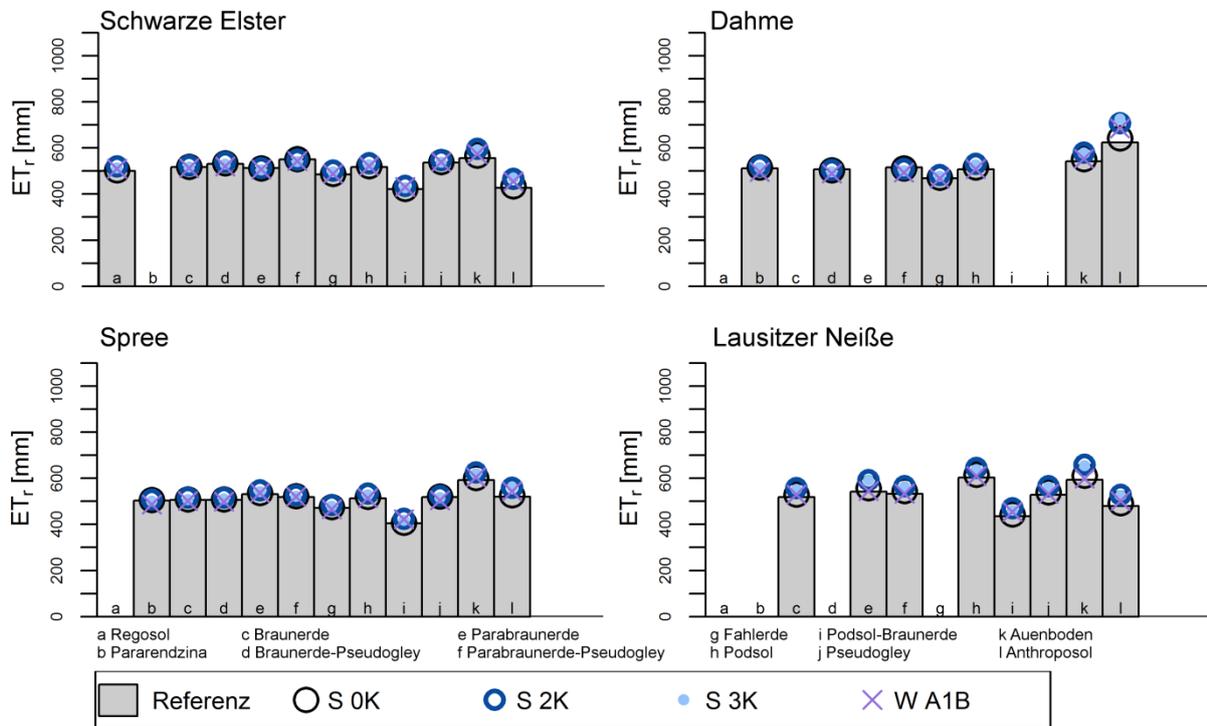


Abb. C 7 Reale Verdunstung ET_r differenziert nach Bodentypen
(Grundlage: beobachtete Klimadaten der Referenz 1961-1990 und Klimaszenarien in Periode 2050)

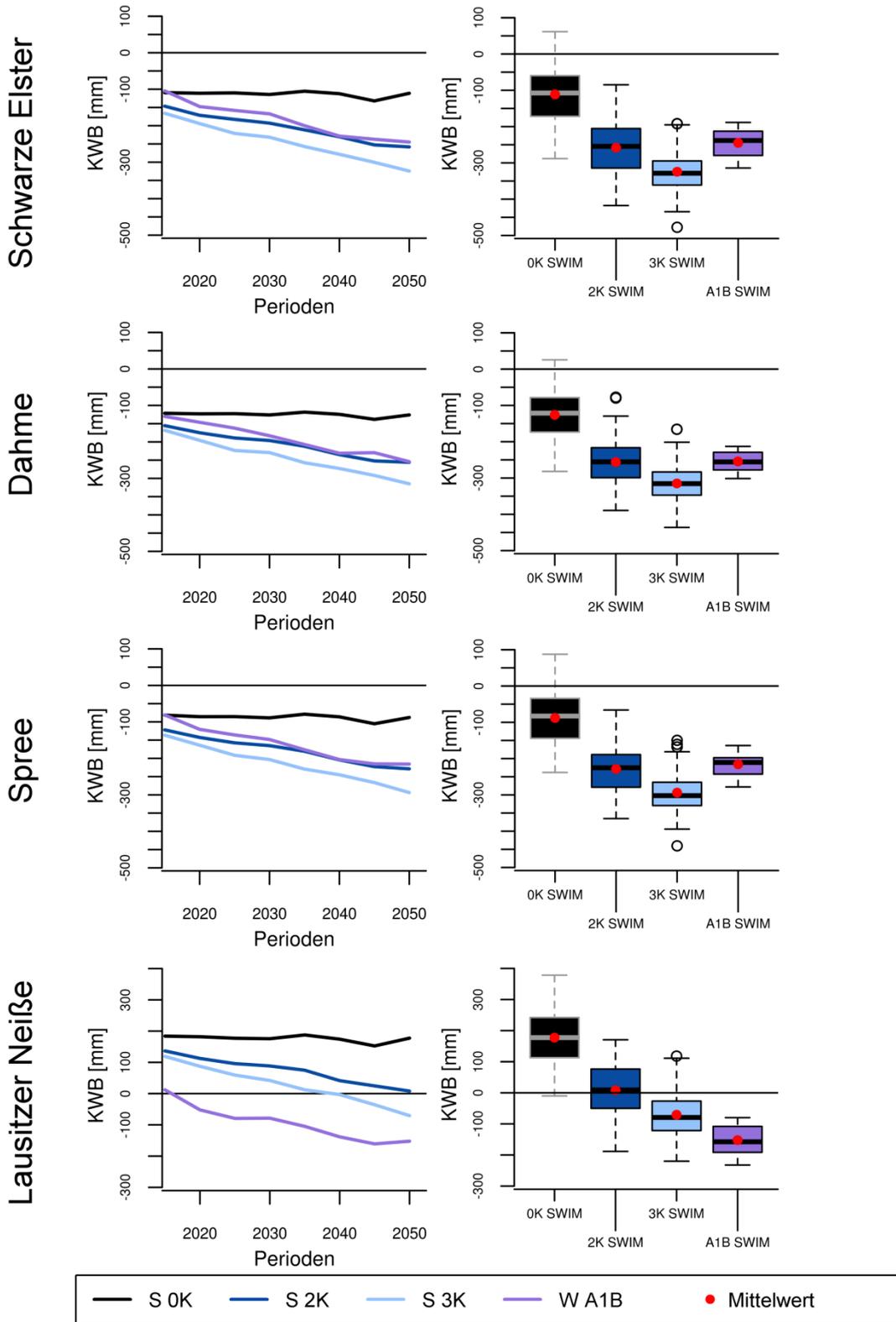


Abb. C 8 Klimatische Wasserbilanz KWB in den Einzugsgebieten (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

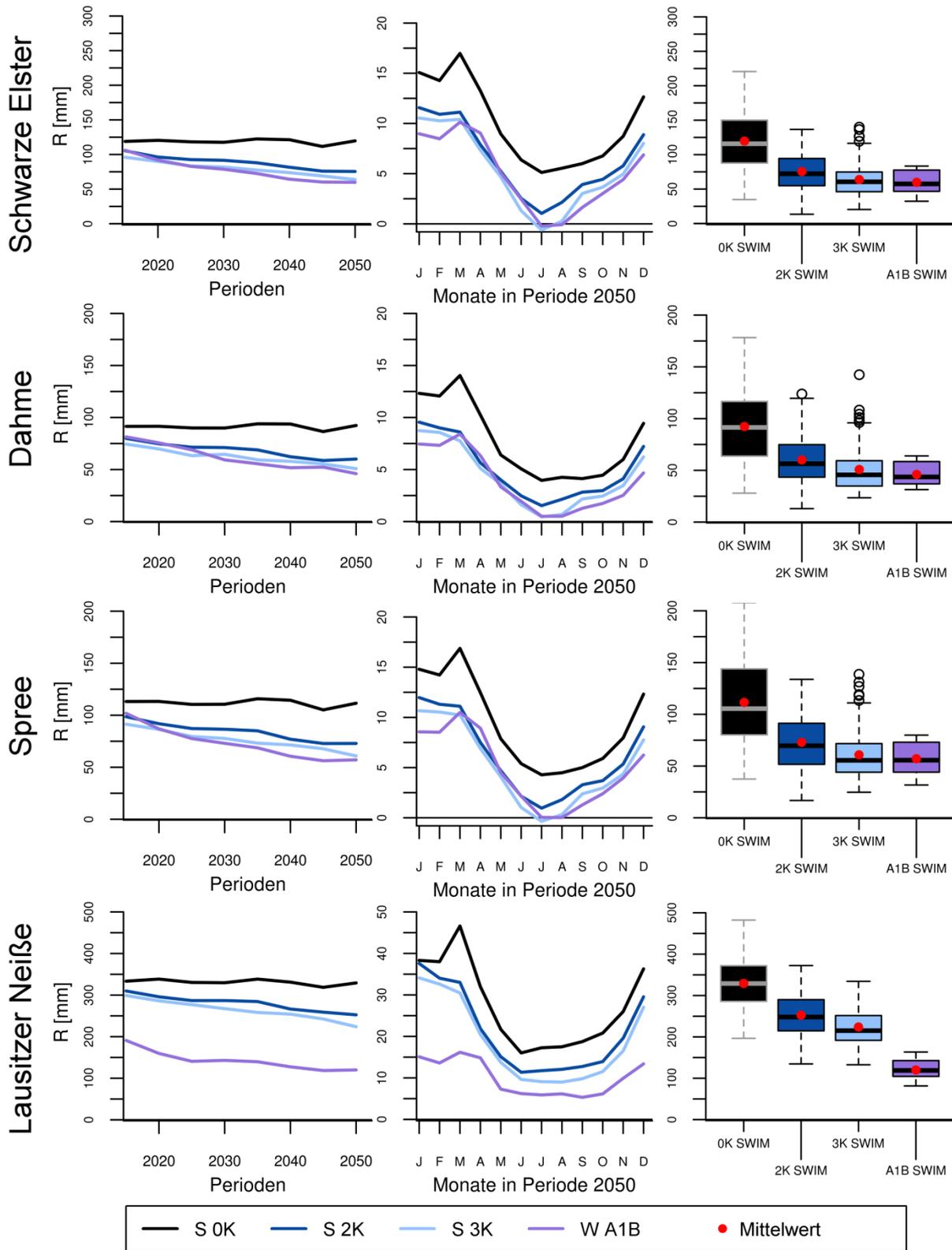


Abb. C 9 Abflusshöhe R in den Einzugsgebieten (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

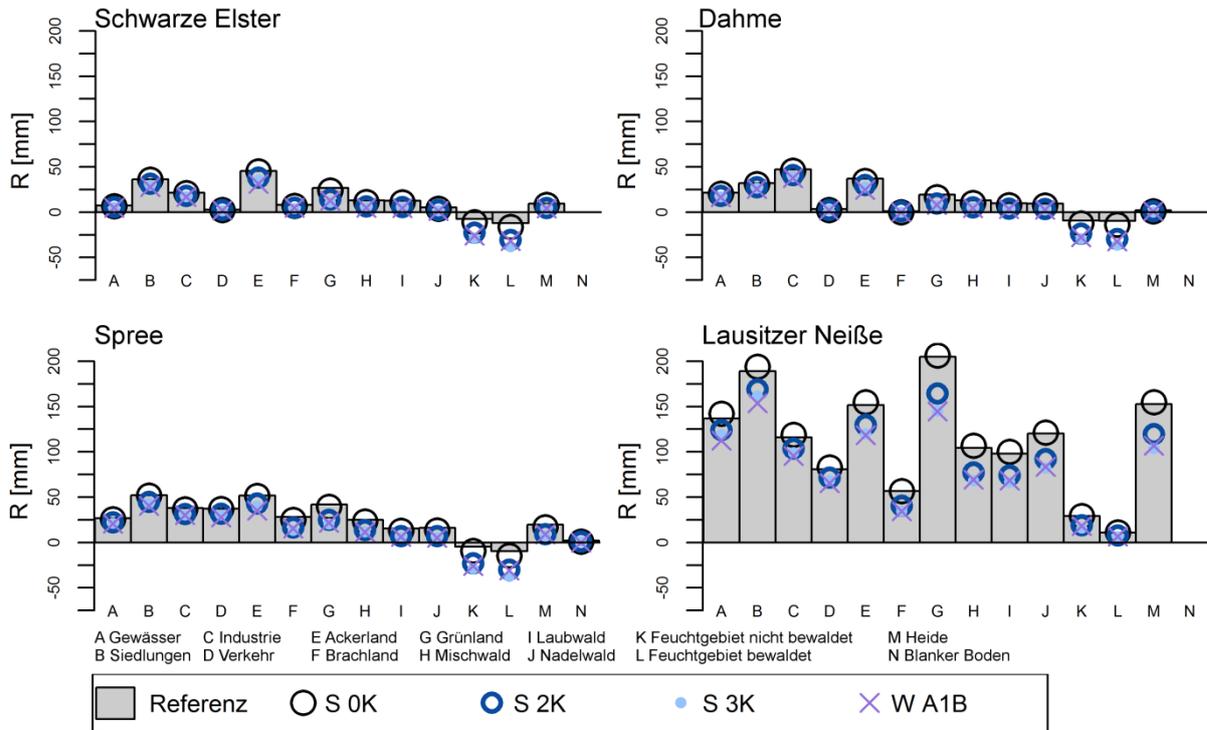


Abb. C 10 Abflusshöhe R differenziert nach der Landnutzungskategorie
(Grundlage: beobachtete Klimadaten der Referenz 1961-1990 und Klimaszenarien in Periode 2050)

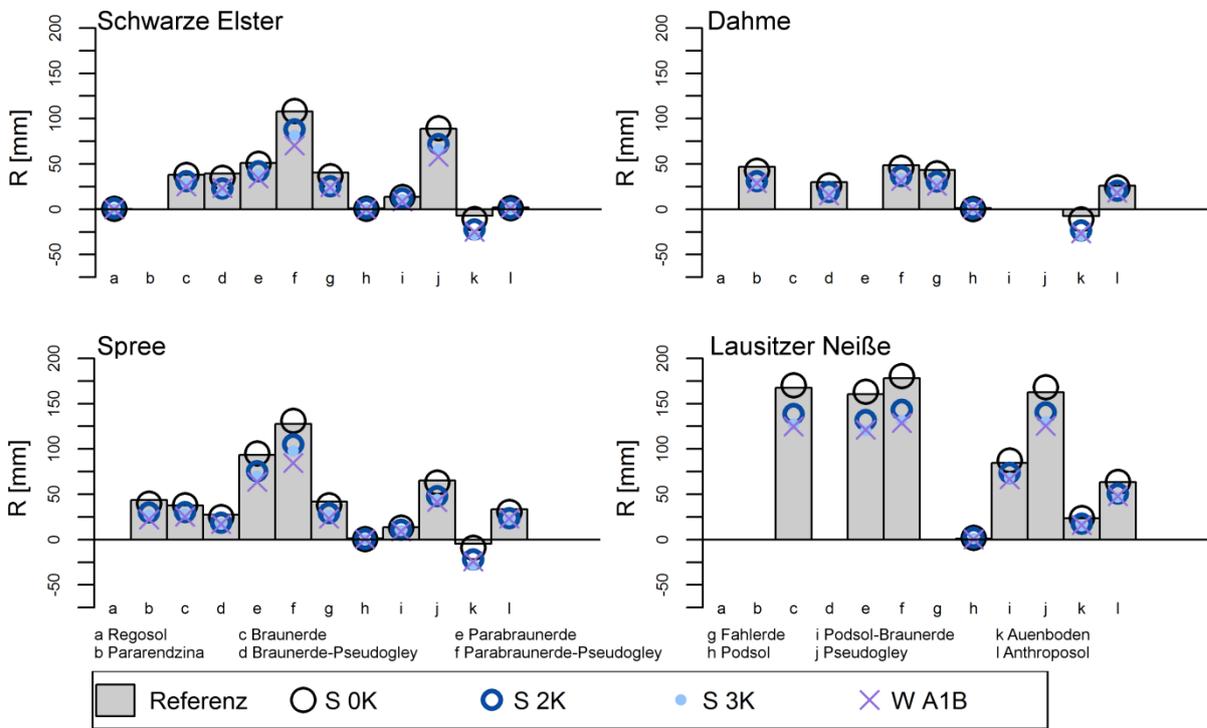


Abb. C 11 Abflusshöhe R differenziert nach Bodentypen
(Grundlage: beobachtete Klimadaten der Referenz 1961-1990 und Klimaszenarien in Periode 2050)

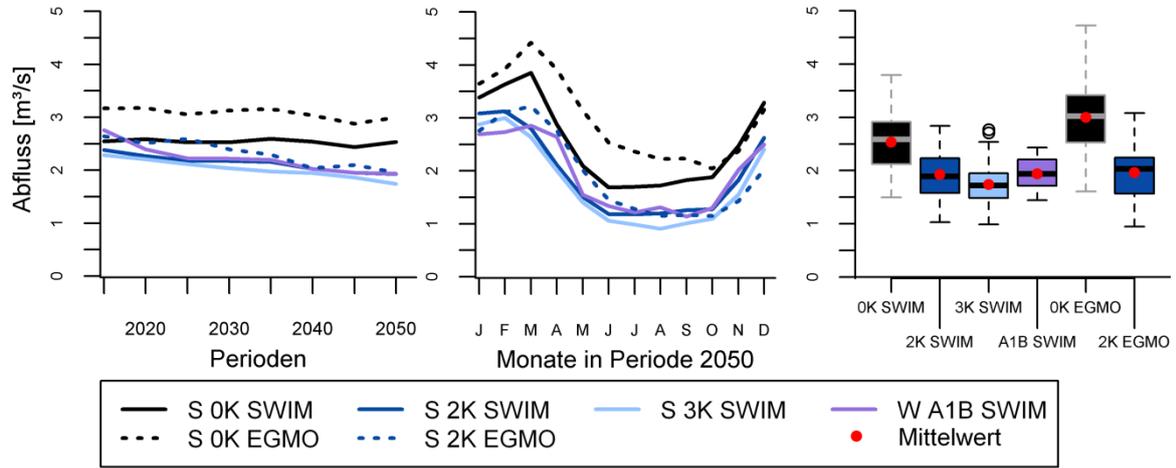


Abb. C 12 Abfluss der Spree am Pegel Bautzen
 (Mittelwerte in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatswerte in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Fünfjahresmittel in Periode 2050 (rechts))

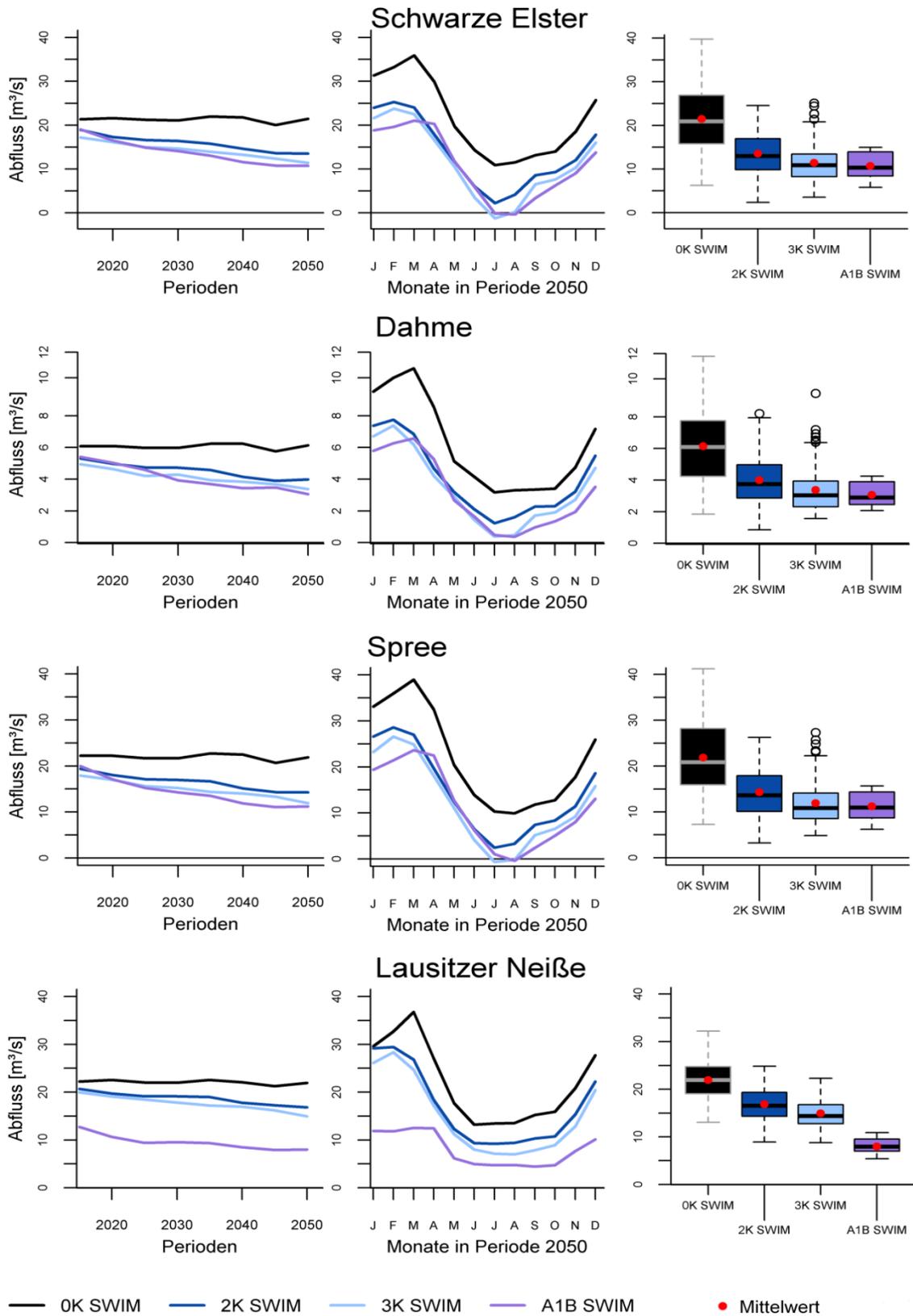


Abb. C 13 Abfluss der Einzugsgebiete (Mittelwerte in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatswerte in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Fünfjahresmittel in Periode 2050 (rechts))

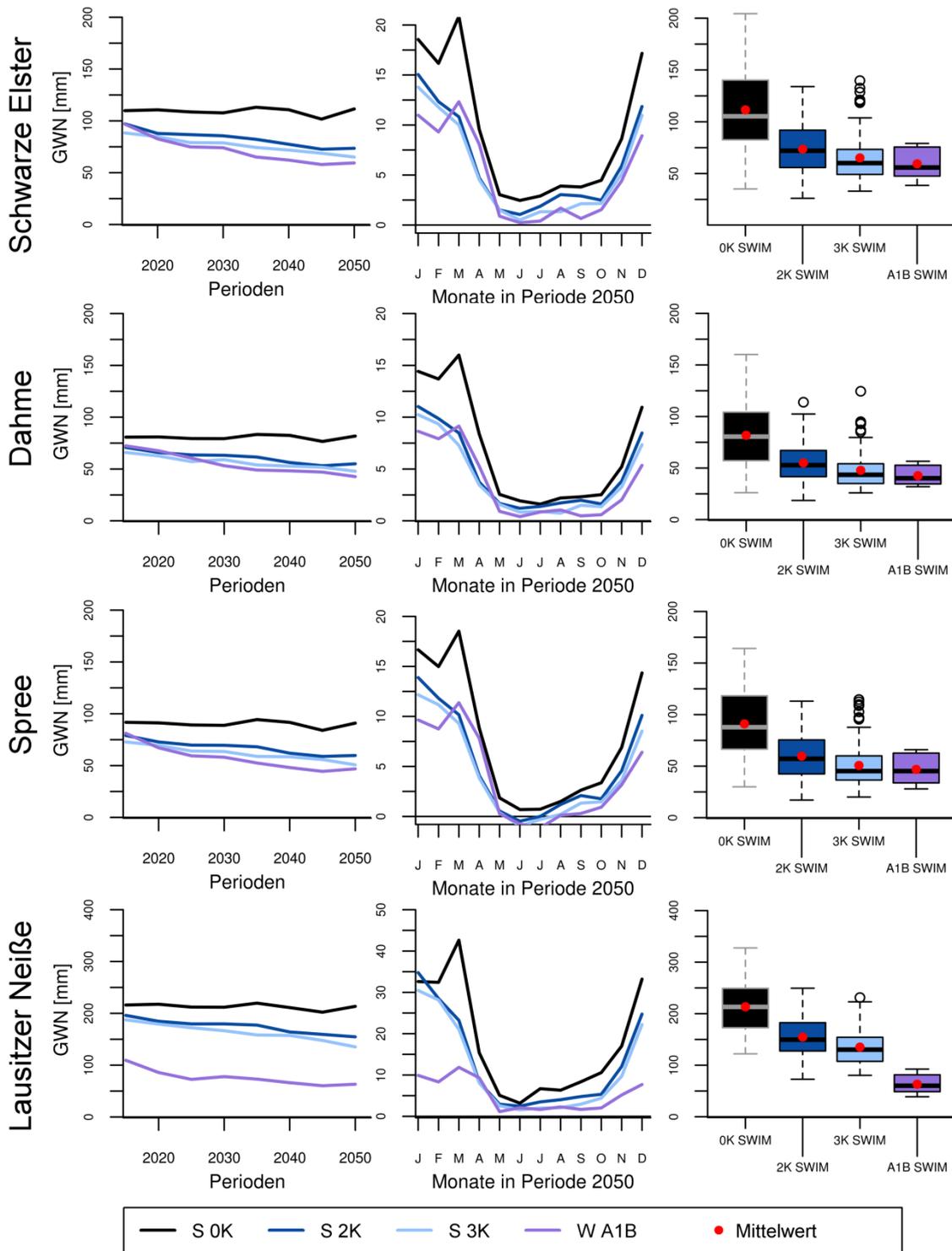


Abb. C 14 Grundwasserneubildung GWN in den Einzugsgebieten (Mittlere Jahressummen in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatssummen in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 (S 0K, S 2K, S 3K) bzw. 10 (W A1B) Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

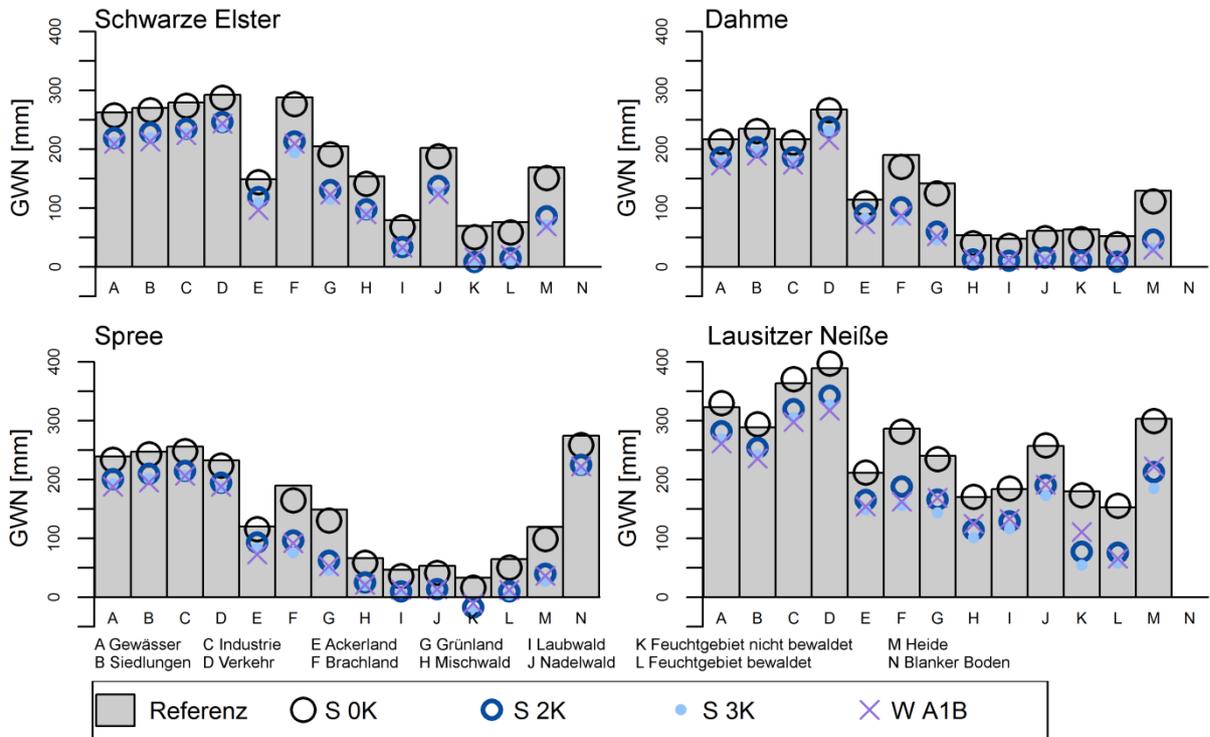


Abb. C 15 Grundwasserneubildung GWN differenziert nach der Landnutzungskategorie (Grundlage: beobachtete Klimadaten der Referenz 1961-1990 und Klimaszenarien in Periode 2050)

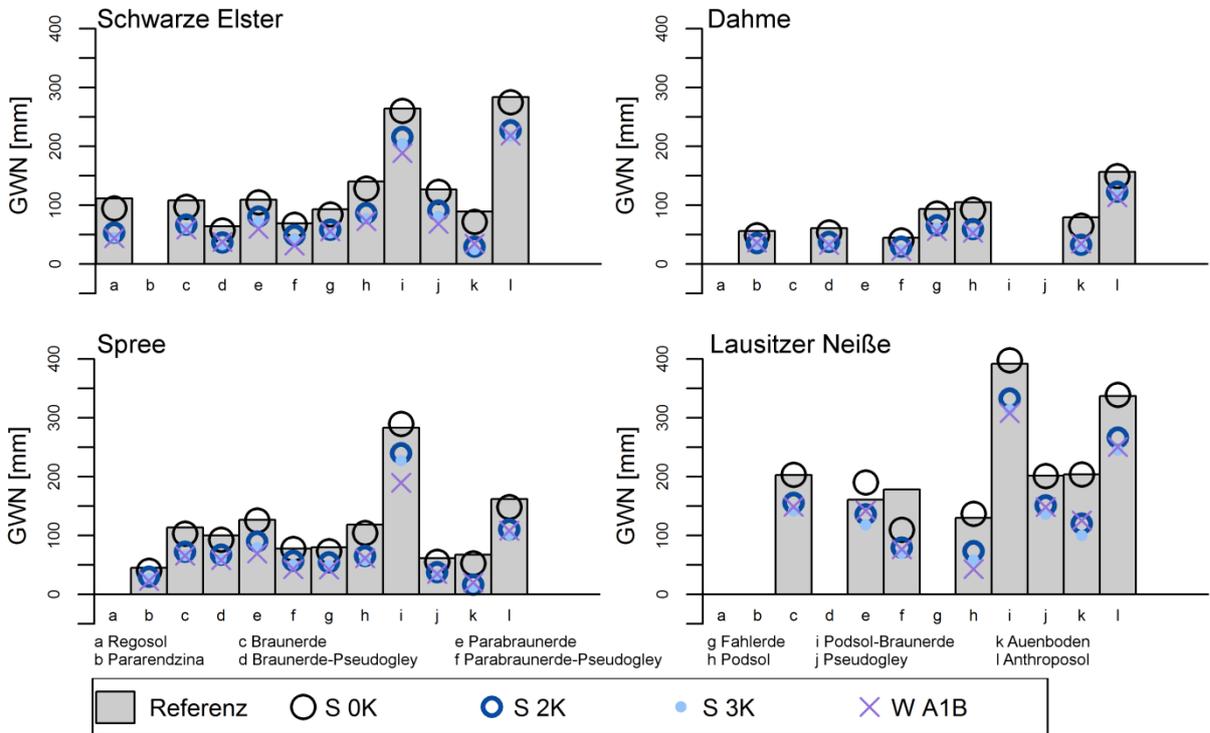


Abb. C 16 Grundwasserneubildung GWN differenziert nach Bodentypen (Grundlage: beobachtete Klimadaten der Referenz 1961-1990 und Klimaszenarien in Periode 2050)

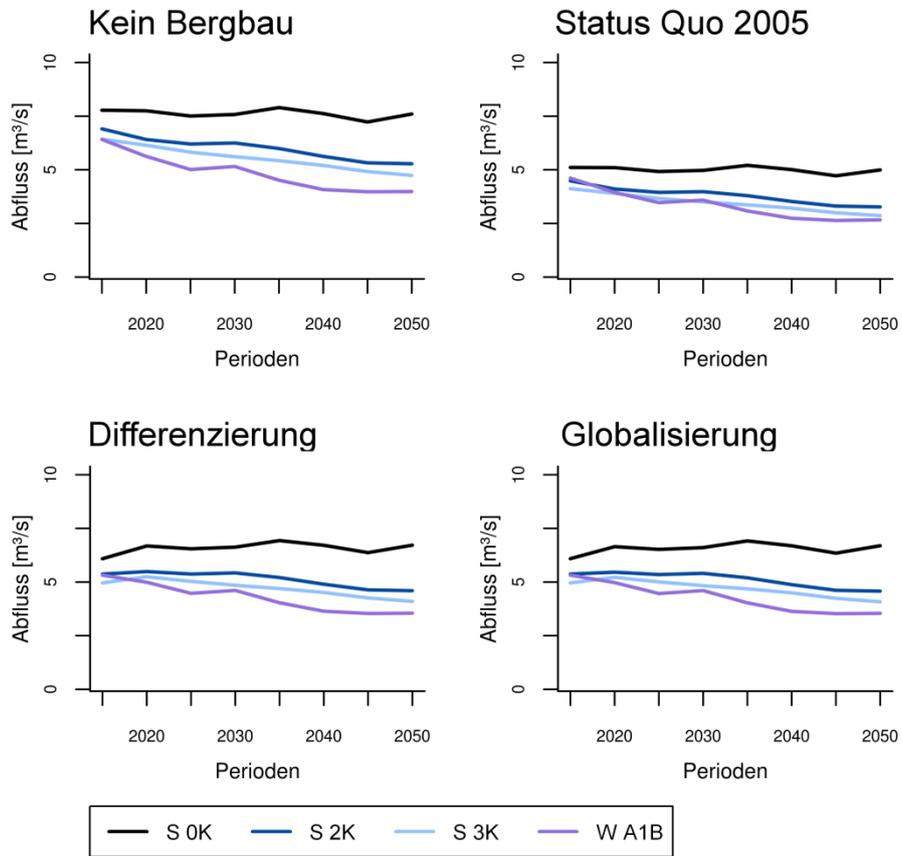


Abb. C 17 Mittelwerte des Abflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer in Fünfjahresperioden

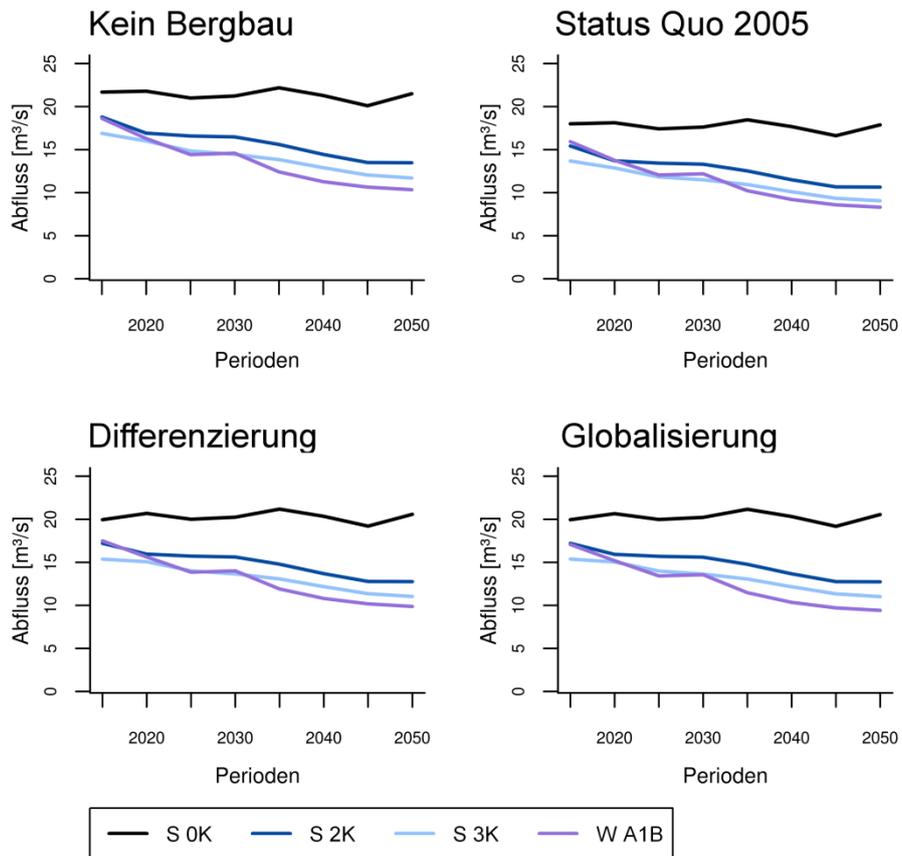


Abb. C 18 Mittelwerte des Abflusses an der Mündung der Schwarzen Elster in Fünfjahresperioden

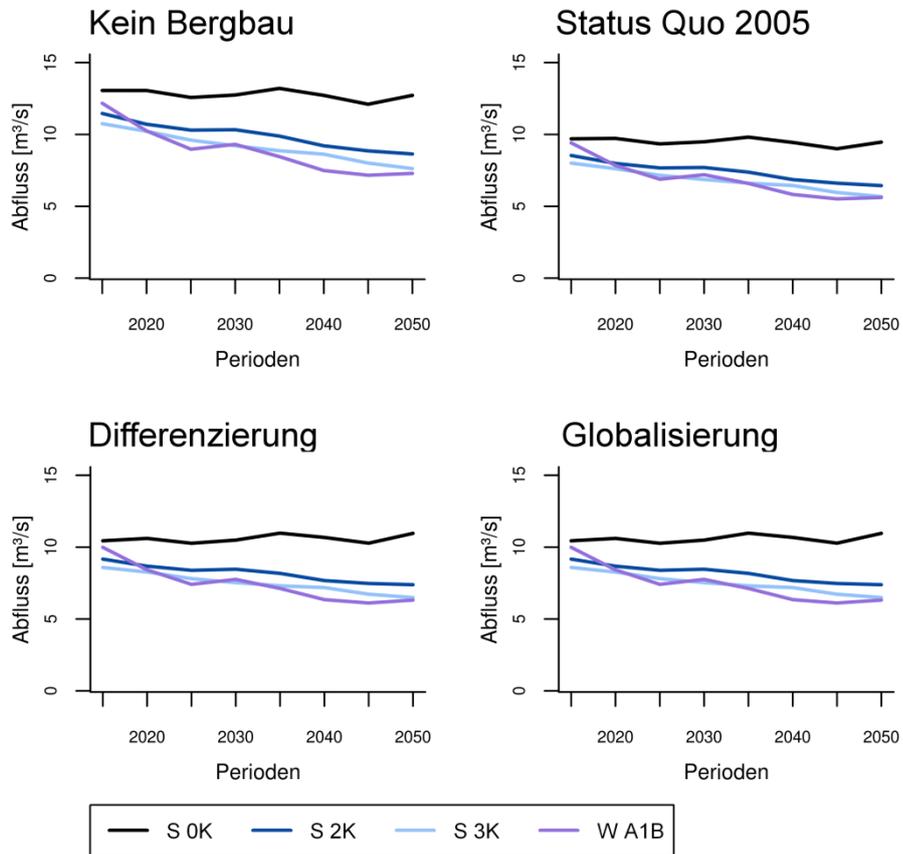


Abb. C 19 Mittelwerte des Abflusses der Spree am Pegel Cottbus in Fünfjahresperioden

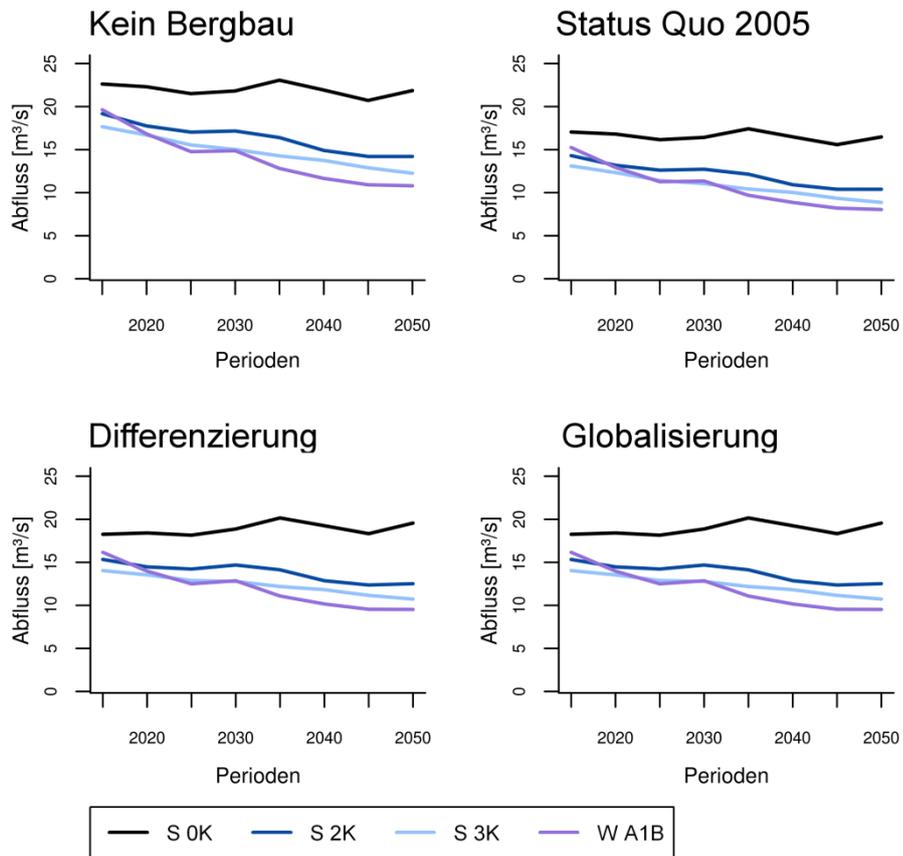


Abb. C 20 Mittelwerte des Abflusses der Spree am Pegel Große Tränke in Fünfjahresperioden

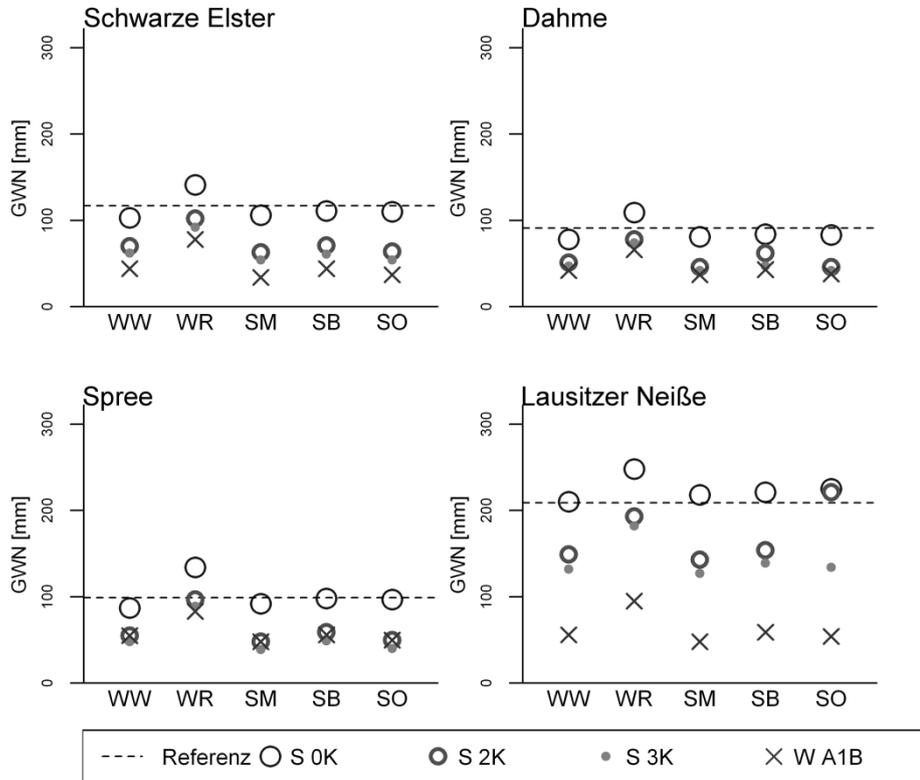


Abb. C 21 Mittlere Jahressummen der Grundwasserneubildung GWN für Klima- und Energiepflanzenszenarien (Referenz 1961-1990 (beobachtete Klimaeingangsdaten, Winterweizen), Szenariozeitraum 2045-2054, Anbaukulturen: Winterweizen WW, Winterraps WR, Silomais SM, Sonnenblumen SB und Sorghumhirse SO)

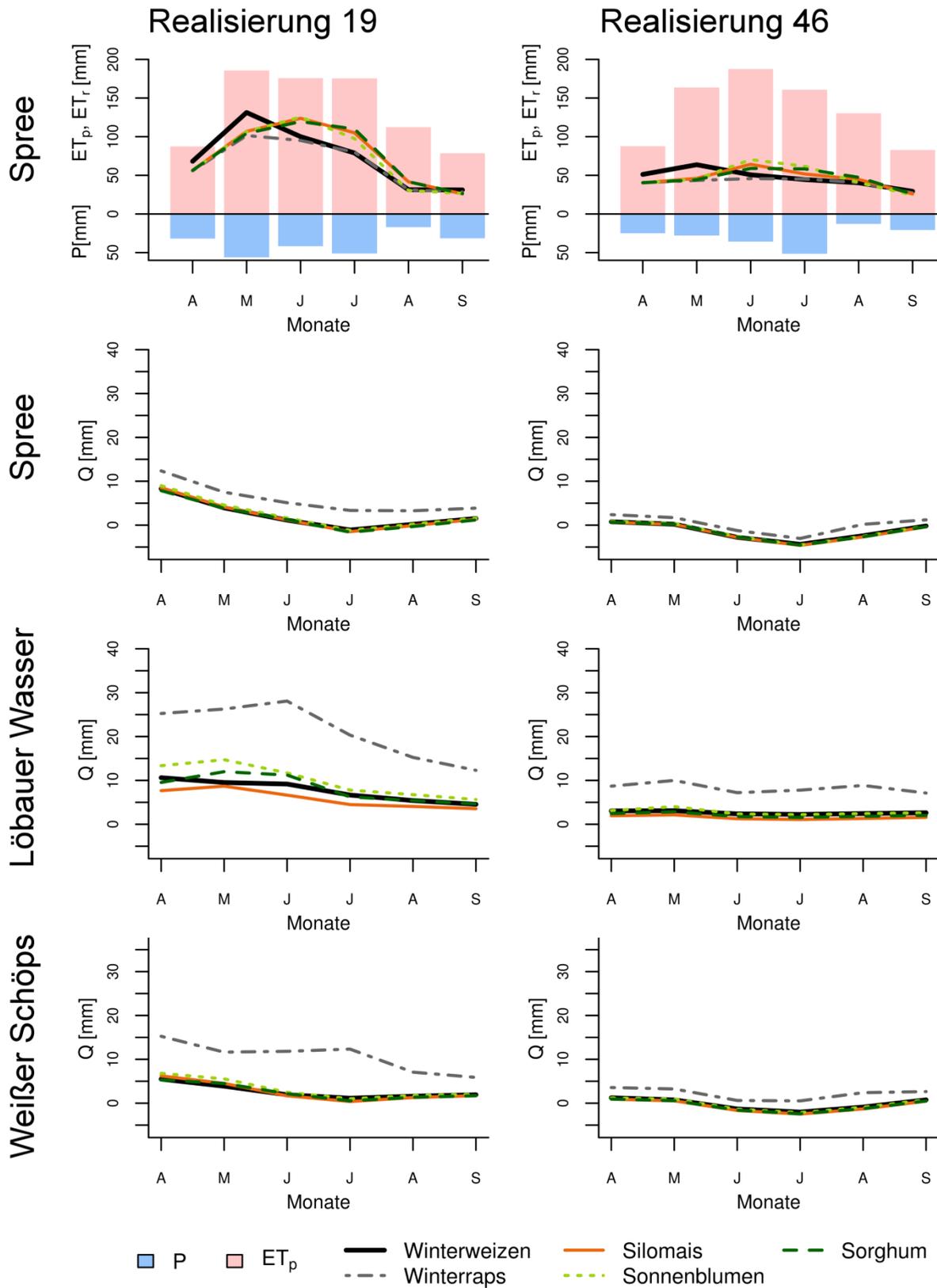


Abb. C 22 Simulationsergebnisse der Realisierungen 19 und 46 von S 3K in der Vegetationsperiode in 2054 (Niederschlag P, potenzielle Verdunstung ET_p und reale Verdunstung ET_r für das Gesamteinzugsgebiet der Spree bis zum Pegel Große Tränke, Abflusshöhen R für die Spree bis zum Pegel Große Tränke, für das Löbauer Wassers bis zum Pegel Gröditz 1 und für den Weißen Schöps bis zum Pegel Särichen)

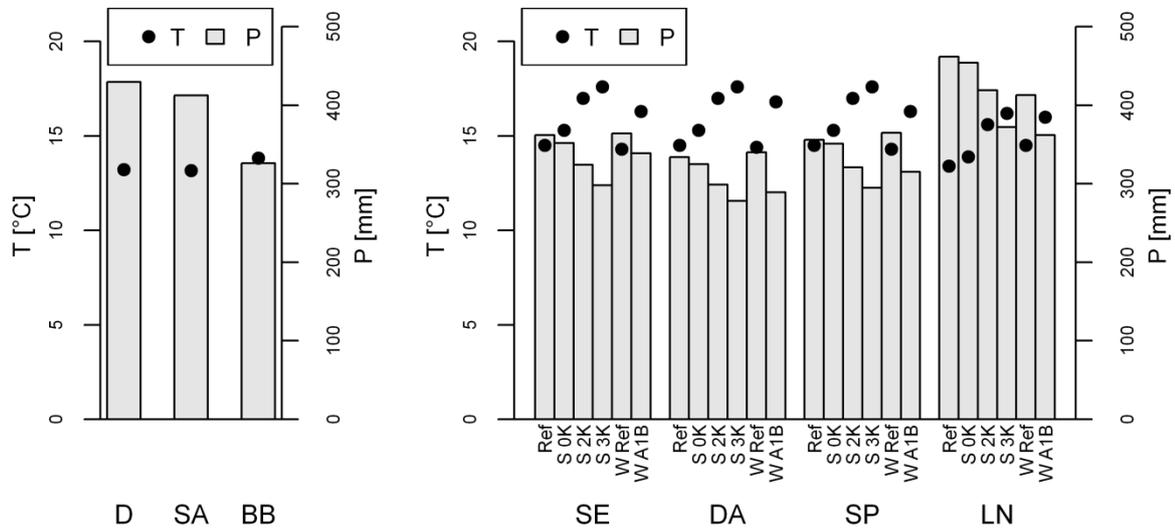


Abb. C 23 Mittlere Temperaturen und Niederschlagssummen in der Vegetationsperiode
 (Links: Beobachtete Mittelwerte im Zeitraum 1997-2012 für Deutschland D, Sachsen SA und Brandenburg BB;
 Rechts: Mittelwerte für die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster SE, der Dahme DA, der Spree SP und der Lausitzer Neiße LN für die Referenzperiode 1961-1990 basierend auf Messwerten Ref und die Simulationen von WettReg W Ref sowie Mittelwerte für die Klimaszenarien im Szenariozeitraum 2045-2054)

D Anlage zu Kapitel 7

Potenzielle Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wassermengenbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet

Tab. D 1 Szenarienkombinationen der Simulationen mit WBalMo
(Anpassungsoptionen: Verringerung der Ausleitungskapazität aus dem Speichersystem Lohsa II (Lohsa), Erhöhung des Mindestabflusses am Pegel Leibsch (Leibsch), Überleitung von Wasser aus der Elbe (Elbe), durchgeführte Kombinationen sind mit „X“ gekennzeichnet)

Klima-szenario	Bergbauszenario	Hydrologisches Modell	Ansatz Kühlwasserbedarf	Anpassungsoptionen			
				Keine	Lohsa	Leibsch	Elbe
S 0K	Differenzierung	SWIM	Dynamisch	X	X	X	X
	Globalisierung	SWIM	Dynamisch	X	X	X	X
	Ländermodell	SWIM	Statisch	X	X	X	X
	Ländermodell	EGMO	Statisch	X	X	X	X
S 2K	Differenzierung	SWIM	Dynamisch	X	X	X	X
	Globalisierung	SWIM	Dynamisch	X	X	X	X
	Globalisierung	SWIM	Statisch	X	X	X	X
	Ländermodell	SWIM	Statisch	X	X	X	X
	Ländermodell	EGMO	Statisch	X	X	X	X
S 3K	Differenzierung	SWIM	Dynamisch	X			
	Globalisierung	SWIM	Dynamisch	X			
	Ländermodell	SWIM	Statisch	X			

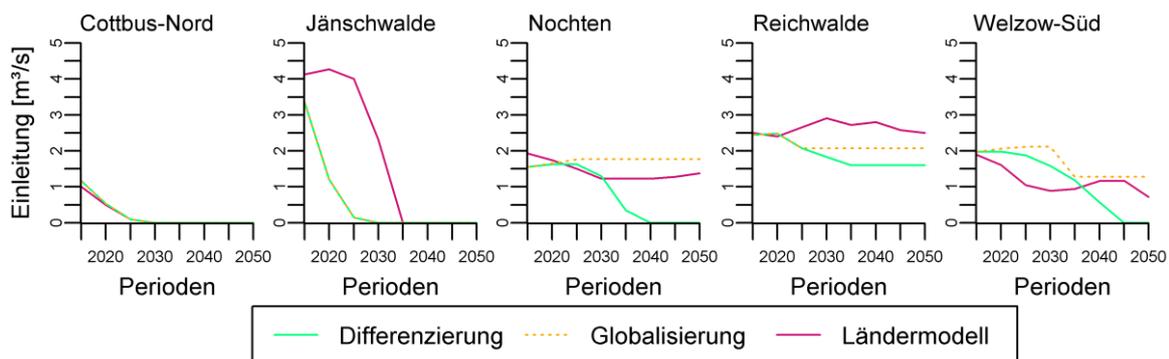


Abb. D 1 Entwicklung der Sumpfungswassereinleitungen der Tagebaue in den Bergbauszenarien
(Daten: Koch und Vögele (2009) und Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster)

Tab. D 2 Flutungsbeginn der Tagebaue in den Bergbauszenarien Differenzierung und Globalisierung
(Daten: Koch und Vögele (2009))

Szenario	Cottbus Nord	Nochten	Reichwalde	Welzow Süd
Differenzierung	2020	2033	2055	2040
Globalisierung	2020	2052	2055	2053

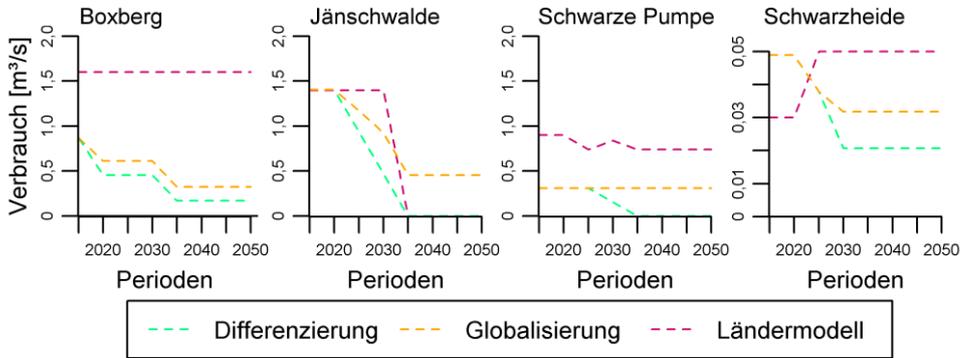


Abb. D 2 Entwicklung des Kühlwasserverbrauchs der Kraftwerke in den Bergbauszenarien (Daten: Koch und Vögele (2009) und Ländermodell WBalMo Spree / Schwarze Elster)

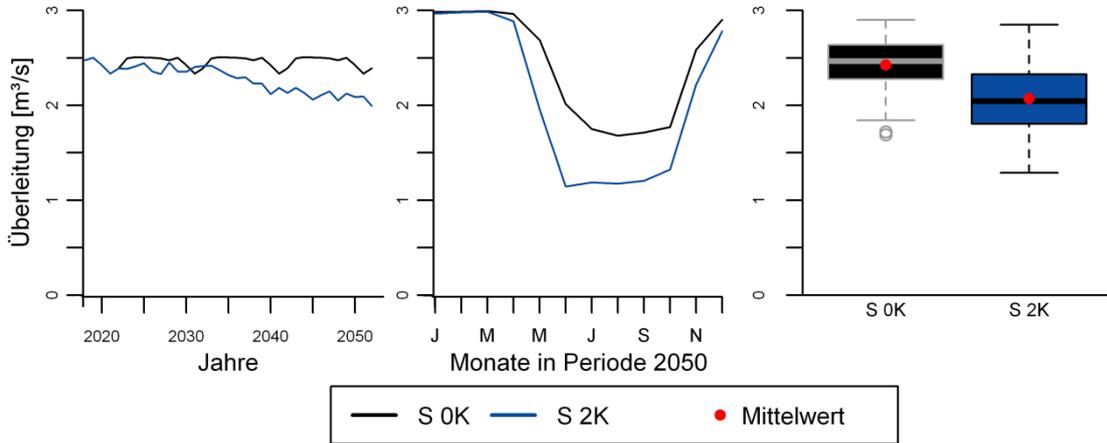


Abb. D 3 Mögliche Mengen der Elbeüberleitung nach Koch et al. (2009) und Koch et al. (2014b) (Mittelwerte in Fünfjahresperioden (links), mittlere Monatswerte in Periode 2050 (Mitte) und Boxplots aus 100 Realisierungen der Jahressummen in Periode 2050 (rechts))

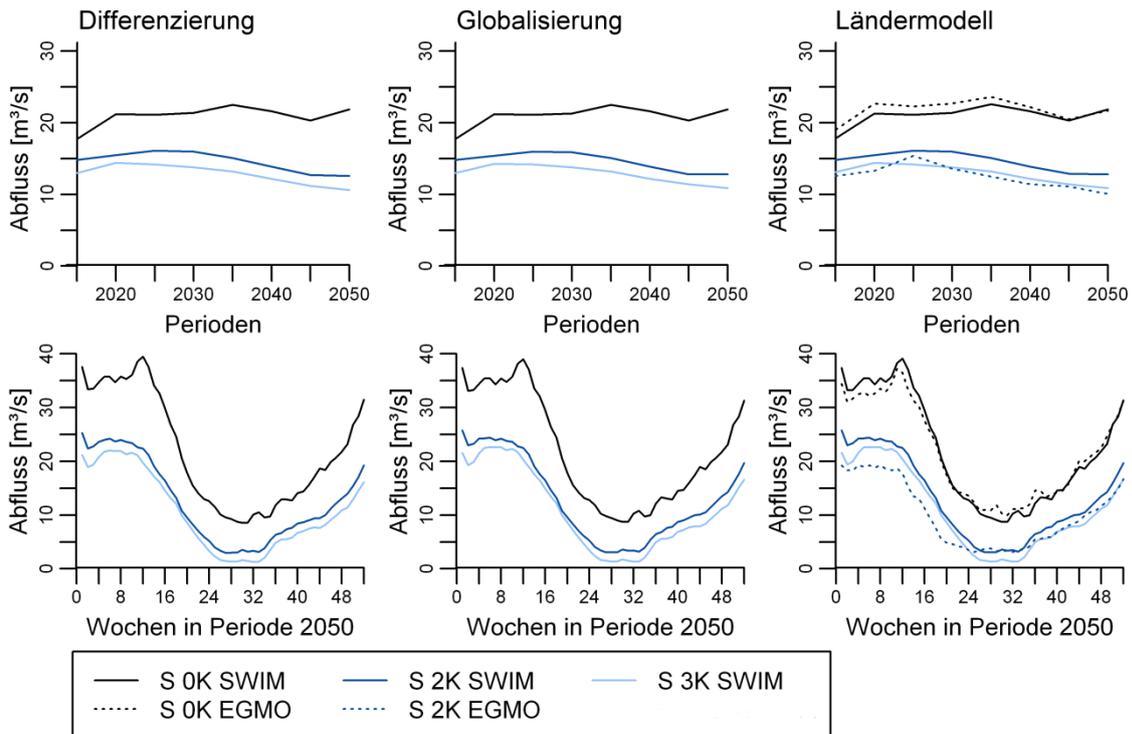


Abb. D 4 Bewirtschafteter Abfluss der Schwarzen Elster an der Mündung in die Elbe (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

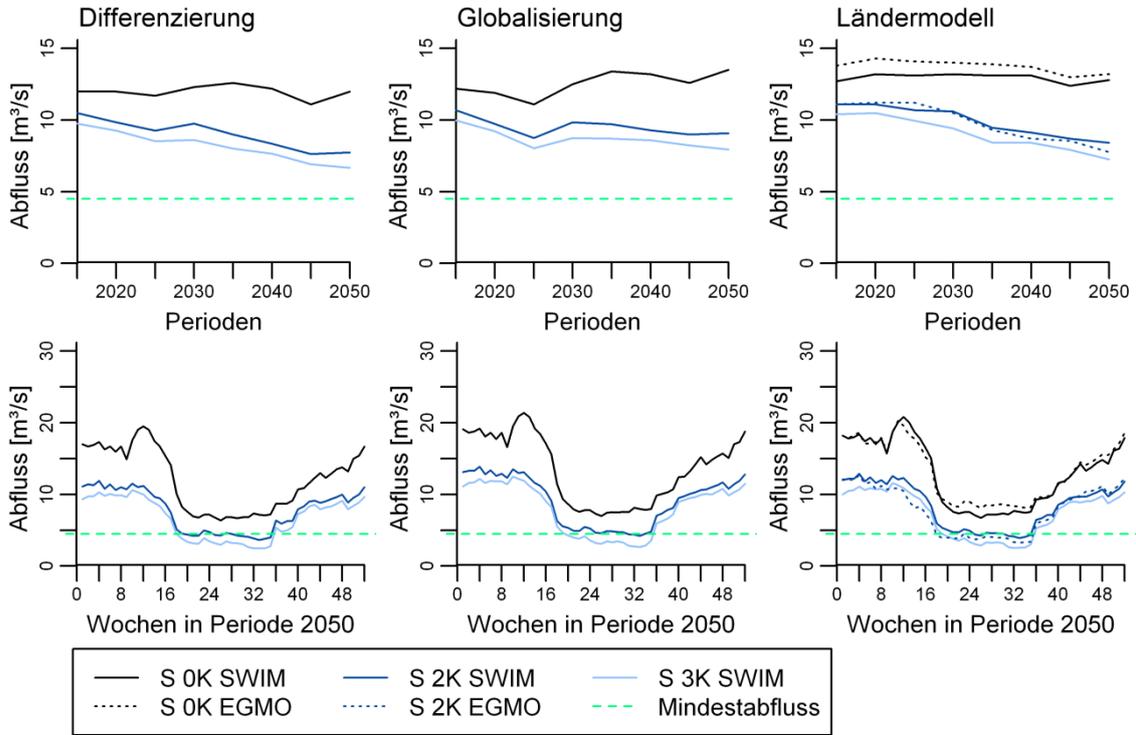


Abb. D 5 Bewirtschafteter Abfluss der Spree am Pegel Leibsch (Mittelwerte von Fünffjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

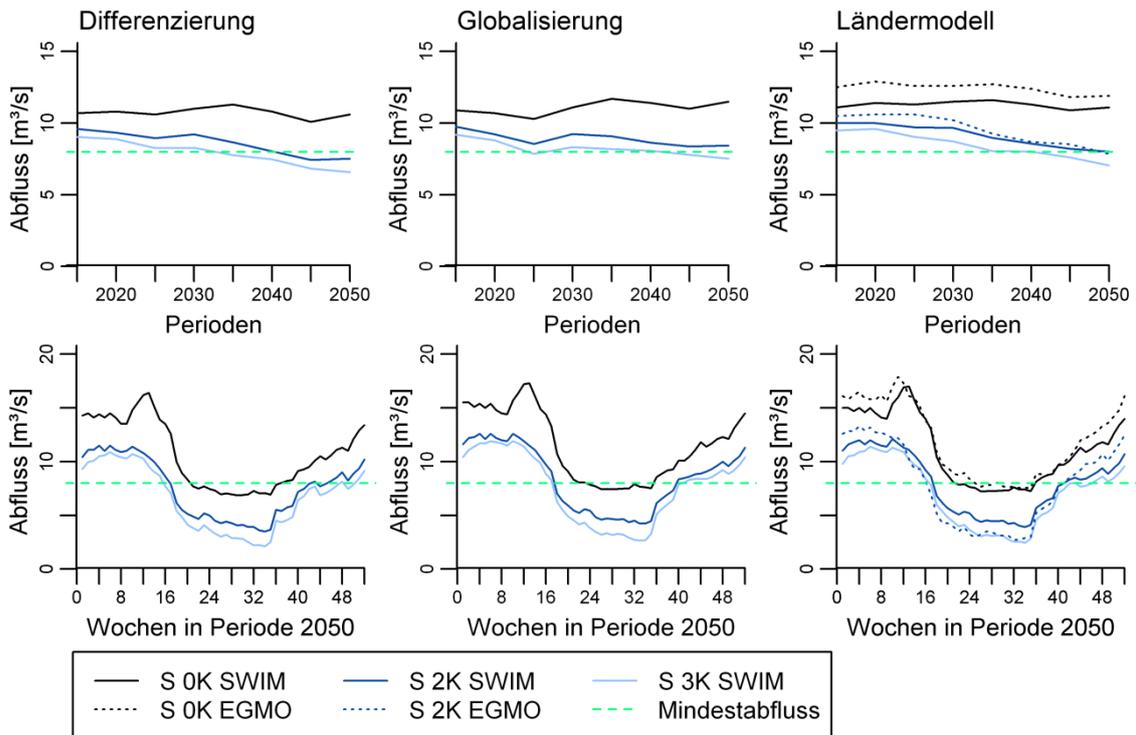


Abb. D 6 Bewirtschafteter Abfluss der Spree am Pegel Große Tränke (Mittelwerte von Fünffjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

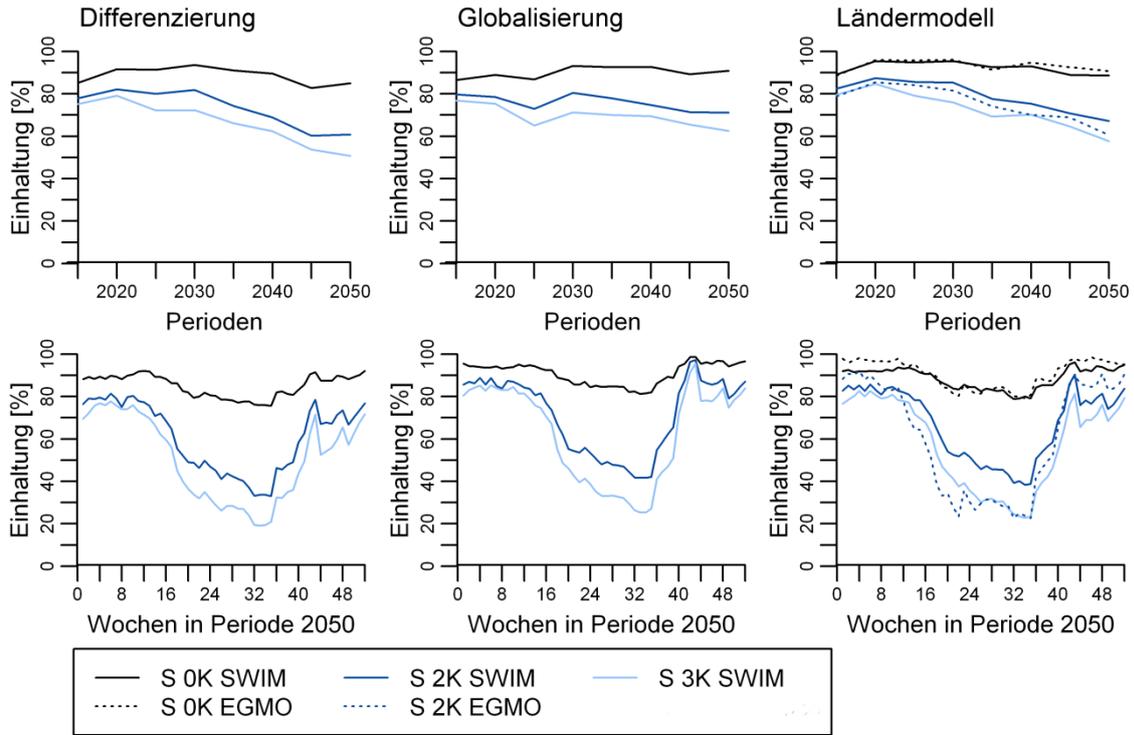


Abb. D 7 Einhaltung des Mindestabflusses der Spree am Pegel Große Tränke (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

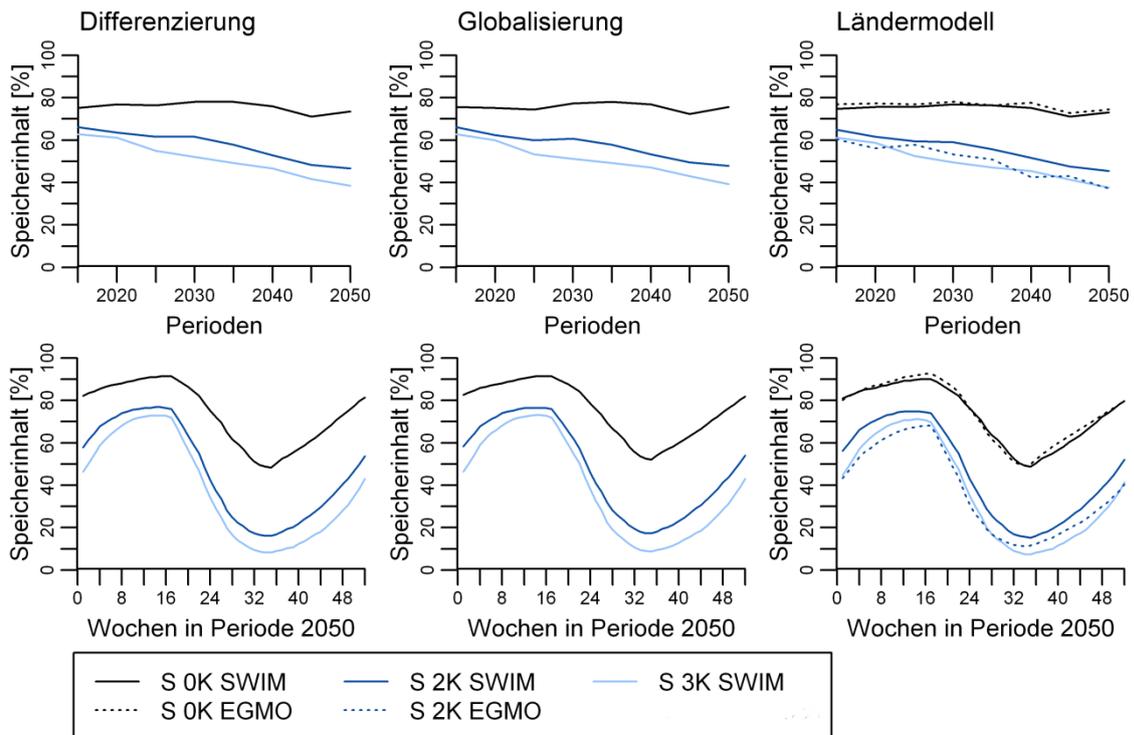


Abb. D 8 Speicherinhalt der Talsperre Bautzen bezogen auf die Kapazität von $24,2 \text{ hm}^3$ (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

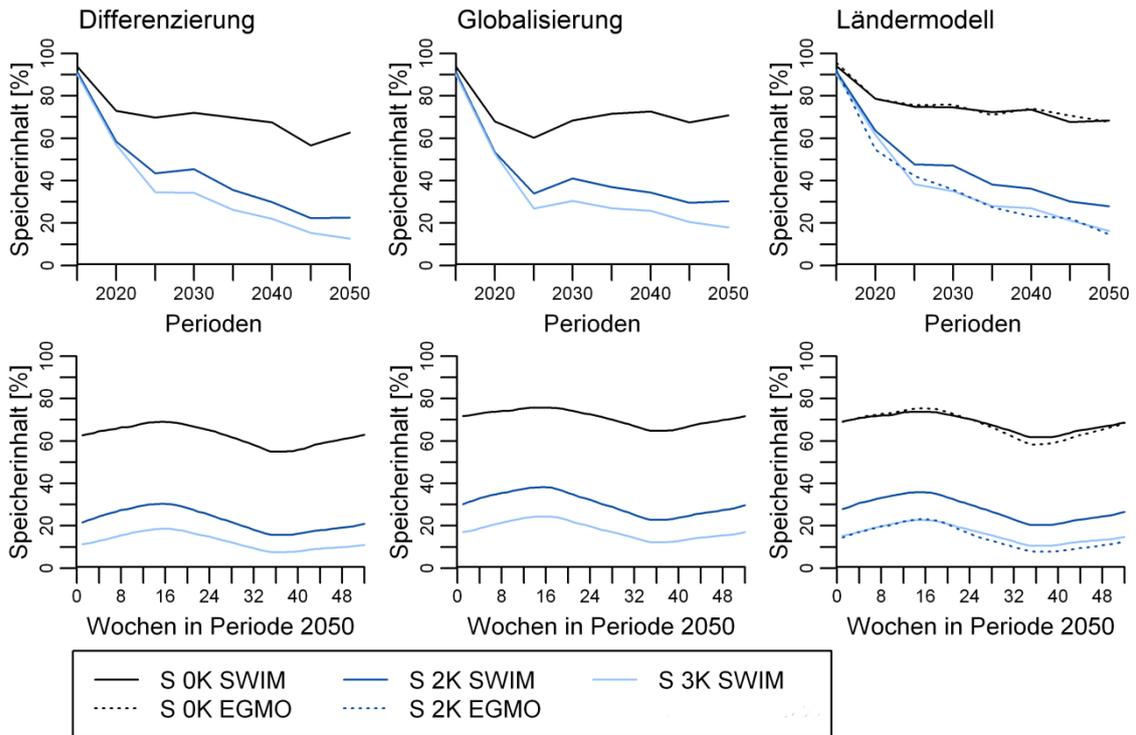


Abb. D 9 Speicherinhalt des Speichersystems Lohsa II bezogen auf die Kapazität von 60,5 hm³ (Mittelwerte von Fünjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

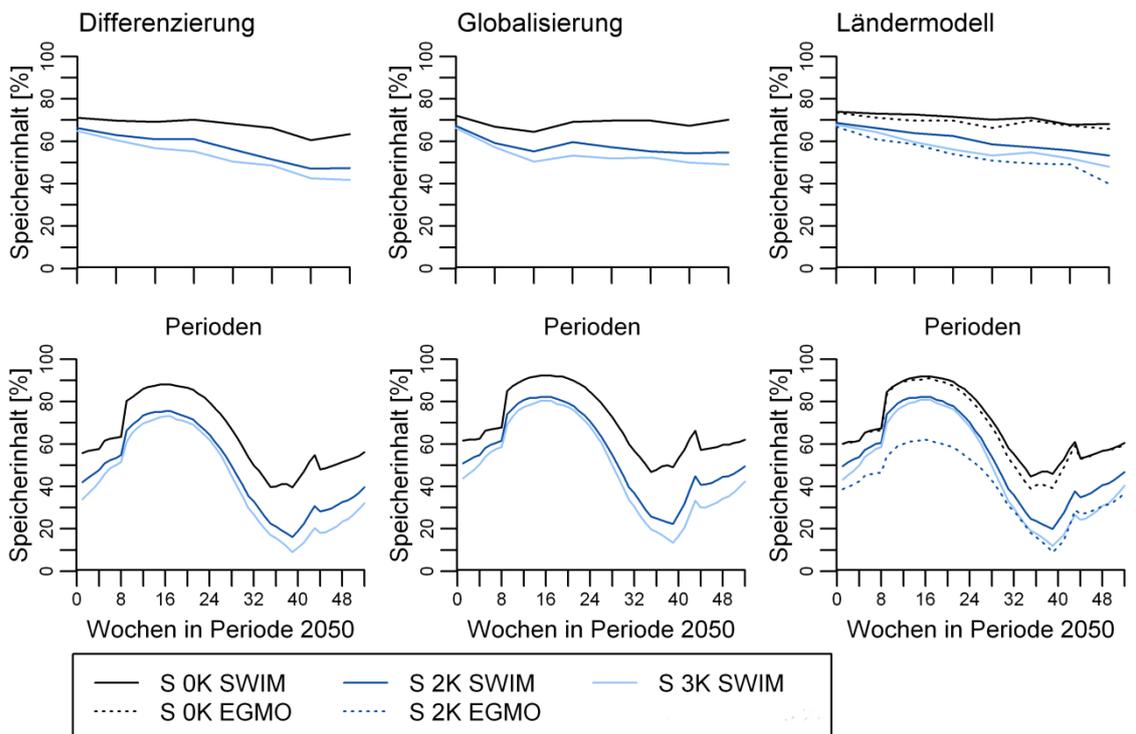


Abb. D 10 Speicherinhalt der Talsperre Spremberg bezogen auf die maximale Kapazität von 20,8 hm^{3*} (Mittelwerte von Fünjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen, *die Kapazität der Talsperre Spremberg unterliegt einem Jahresgang: 29.01.-25.02.: 15,6 hm³; 26.02.-03.06.: 20,8 hm³; 04.06.-28.10.: 17,0 hm³; 29.10.-28.01.: 14,6 hm³)

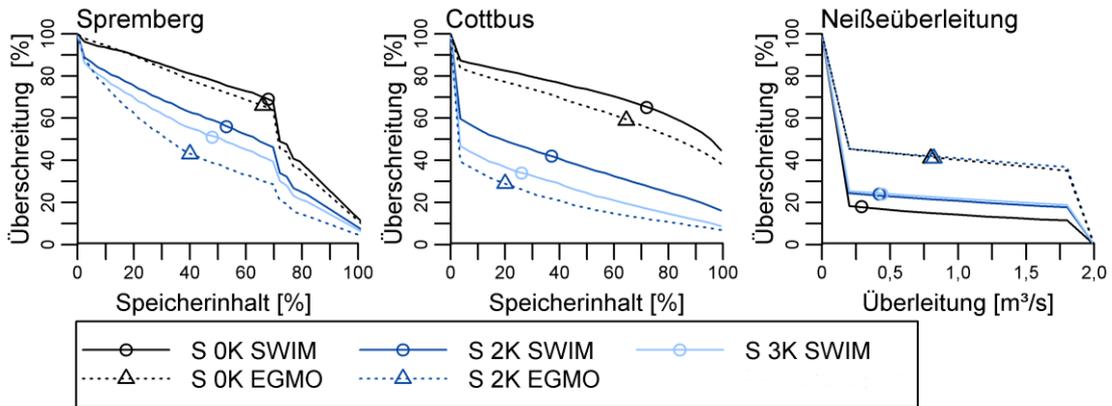


Abb. D 11 Überschreitungsdauerlinien des relativen Speicherinhalts der Talsperre Spremberg und des zukünftigen Cottbuser Ostsees und der Menge der Neißüberleitung in Periode 2050 (Basierend auf je 100 Realisierungen im Szenario Ländermodell, Mittelwerte als Symbole)

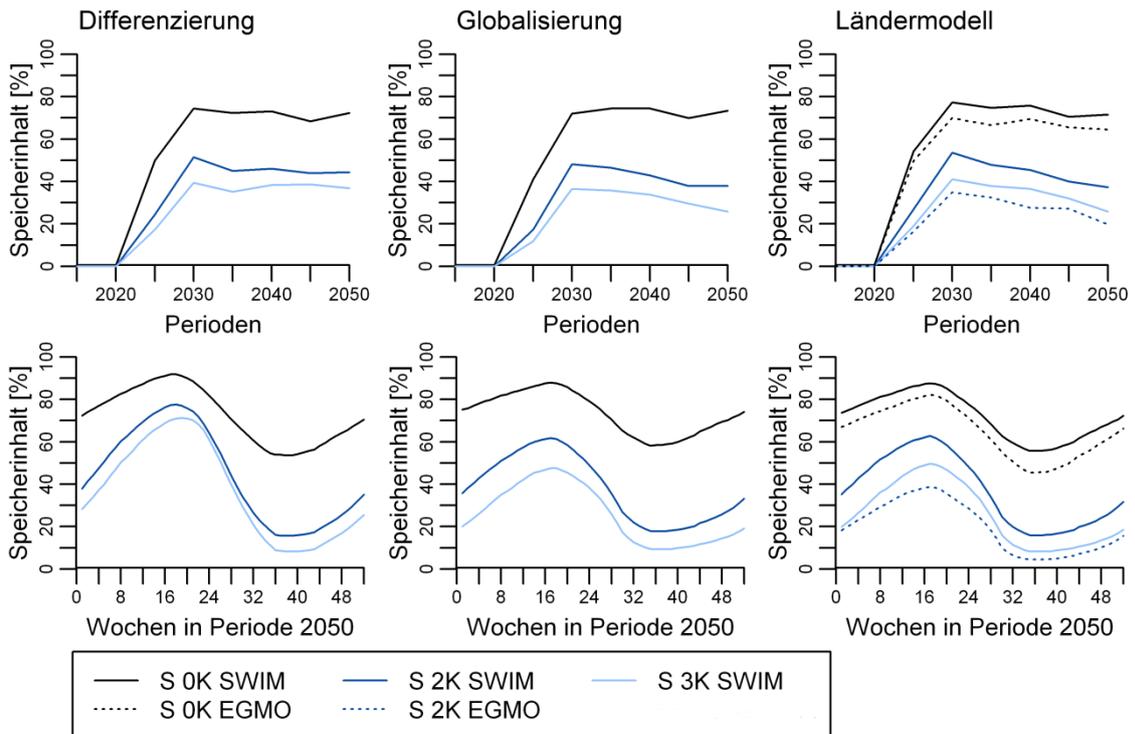


Abb. D 12 Speicherinhalt des zukünftigen Cottbuser Ostsees bezogen auf die Kapazität von 28,2 hm³ (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

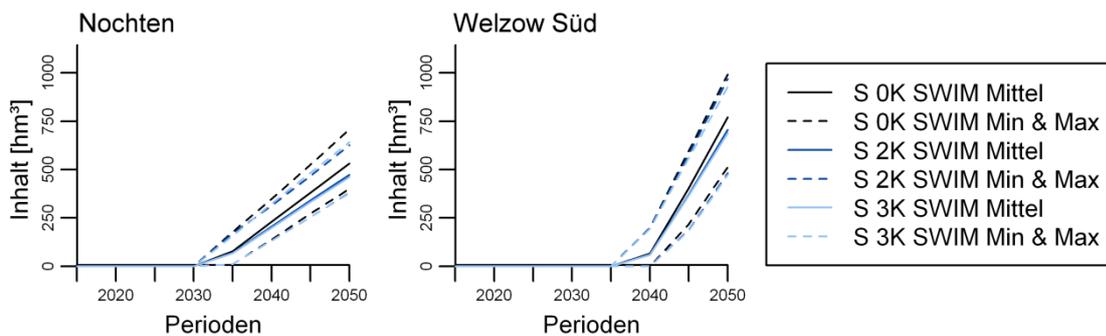


Abb. D 13 Inhalte der zukünftigen Tagebauseen an Stelle der Tagebaue Nochten und Welzow Süd (Mittelwerte sowie Minima (Min) und Maxima (Max) von Fünfjahresperioden aus je 100 Realisierungen im Szenario Differenzierung)

Tab. D 3 Flutungsabschluss von Tagebauseen für Klima- und Bergbauszenarien
 (Mittelwerte aus je 100 Realisierungen, ^D Differenzierung, ^G Globalisierung, ^L Ländermodell, ^S SWIM, ^E EGMO; die Lage der Tagebauseen ist in Abb. A 5 dargestellt)

Tagebausee	S 0K	S 2K	S 3K
Restlochke	2015 ^(S) / 2016 ^(E)	2017 ^(S) / 2021 ^(E)	2017
Bergheider See	2016 ^(S) / 2015 ^(E)	2016 ^(S) / 2017 ^(E)	2018
Lohsa II	2018	2018	2018
Scheibensee	2017 ^(L) / 2018 ^(D, G)	2019	2020
Bernsteinsee	2014	2014	2014
Spretaler See	2015 ^(L) / 2016 ^(D, G)	2017	2017
Altdöberner See	2020	2020	2020
Schlabendorfer See und Schönfelder See	2011 ^(L) / 2012 ^(D, G)	2011 ^(L, E) / 2012 ^(L, S, D, G)	2012
Klinger See	2024 ^(L, E) / 2030 ^(L, S) / 2032 ^(D, G)	2029 ^(L, E) / 2038 ^(L, S) / 2040 ^(D, G)	2038 ^(L) / 2040 ^(D, G)
Berzdorfer See	2012 ^(S) / 2011 ^(E)	2012 ^(S) / 2011 ^(E)	2013
Gräbendorf	2008	2008	2008

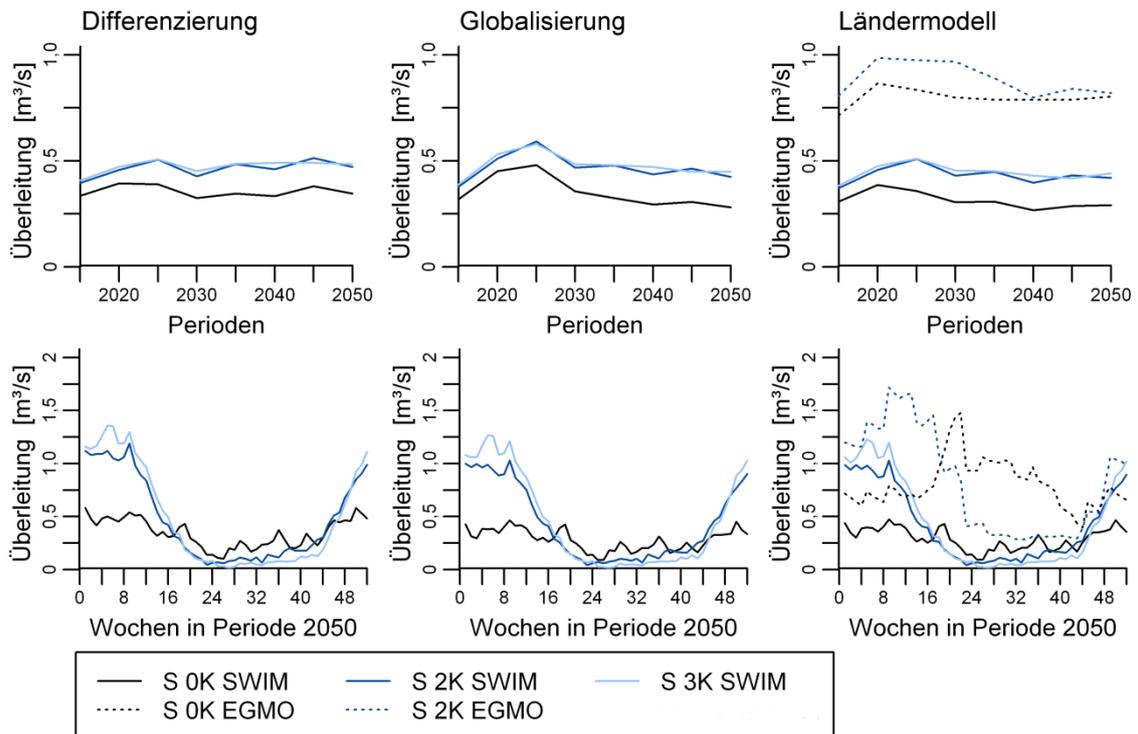


Abb. D 14 Überleitungsmengen aus der Lausitzer Neiße in das Einzugsgebiet der Spree
 (Mittelwerte von Fünfjahresperioden (oben) sowie von Wochen in Periode 2050 (unten) von je 100 Realisierungen)

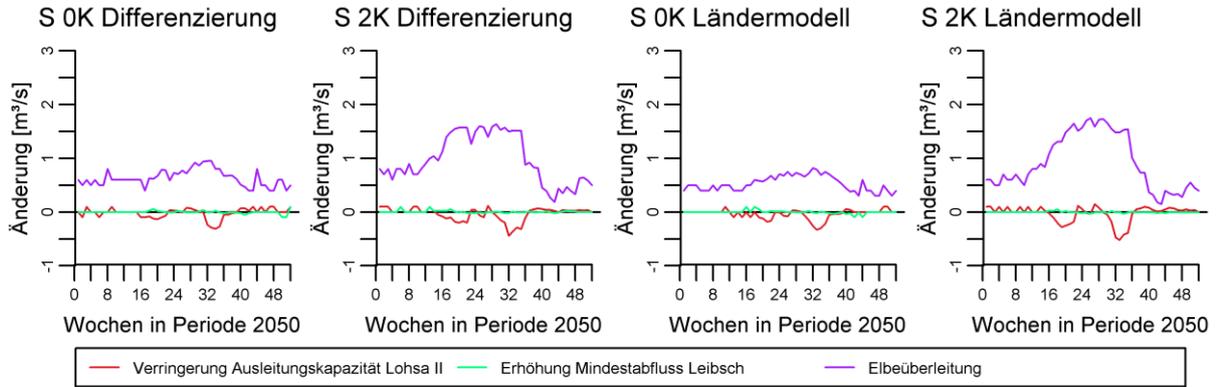


Abb. D 15 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Abfluss der Spree am Pegel Große Tränke (Änderung bezogen auf Simulationsergebnisse in den Szenarien ohne Anpassungsoptionen, Mittelwerte aus je 100 Realisierungen in Periode 2050)

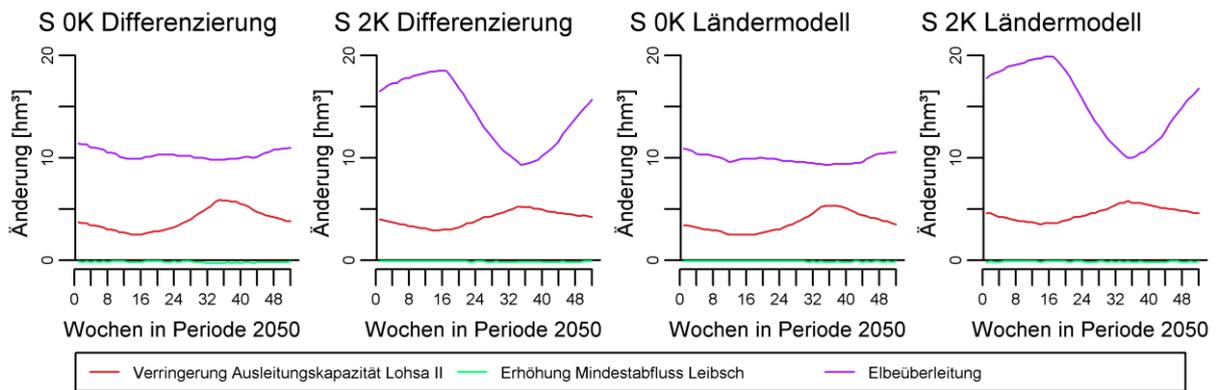


Abb. D 16 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Inhalt des Speichersystems Lohsa II (Änderung bezogen auf Simulationsergebnisse in den Szenarien ohne Anpassungsoptionen, Mittelwerte aus je 100 Realisierungen in Periode 2050)

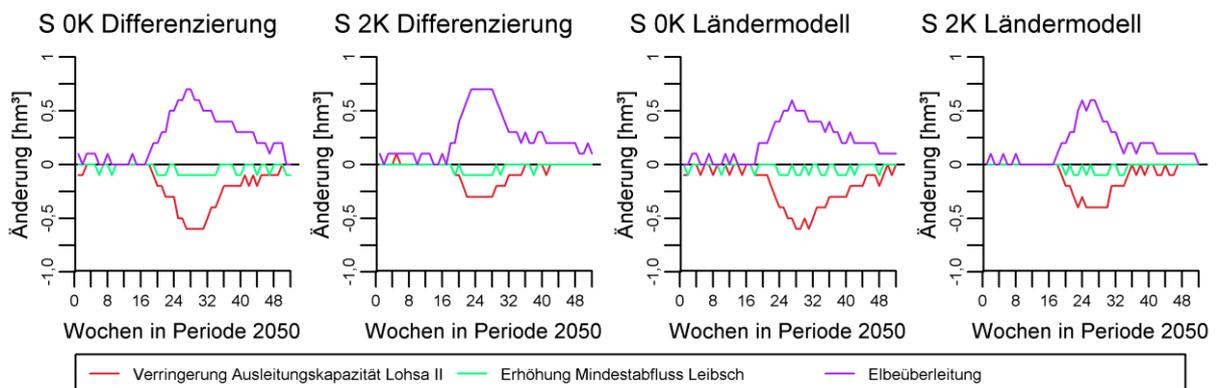


Abb. D 17 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Inhalt der Talsperre Bautzen (Änderung bezogen auf Simulationsergebnisse in den Szenarien ohne Anpassungsoptionen, Mittelwerte aus je 100 Realisierungen in Periode 2050)

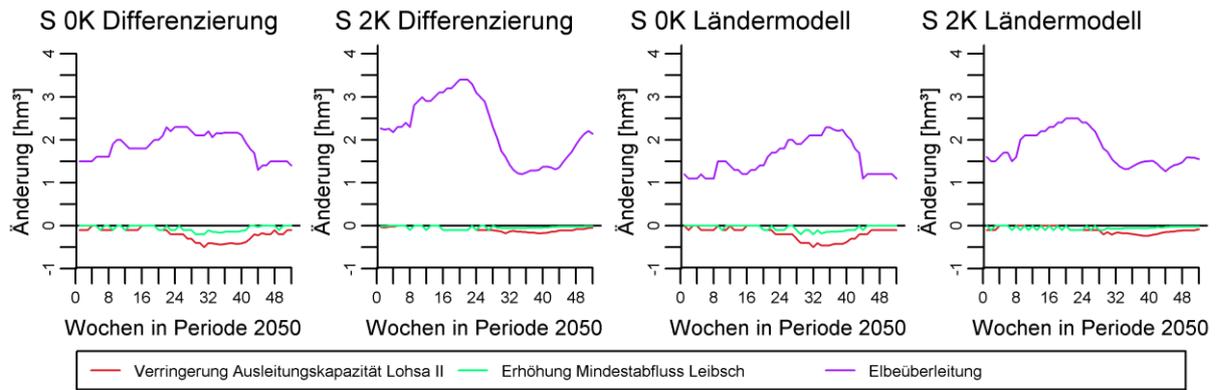


Abb. D 18 Konsequenzen der Anpassungsoptionen für den Inhalt der Talsperre Spremberg (Änderung bezogen auf Simulationsergebnisse in den Szenarien ohne Anpassungsoptionen, Mittelwerte aus je 100 Realisierungen in Periode 2050)

E Im Rahmen der Arbeit entstandene Publikationen als Erstautorin

Fachzeitschriften

- Pohle, I., Koch, H., Grünewald, U., 2012: Potential climate change impacts on the water balance of subcatchments of the River Spree, Germany. *Advances in Geosciences* 32: S. 49-53.
- Pohle, I., Koch, H., Conradt, T., Gädeke, A., Grünewald, U., 2014: Potential impacts of climate change on regional anthropogenic activities in Central European mesoscale catchments. *Hydrological Sciences Journal*. Accepted.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünewald, U., Kaltofen, M., Schramm, M., Redetzky, M., Müller, F., 2014. Auswirkungen von Unsicherheiten in Klimaszenarien auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6 (7): S. 350-354.

Buchbeitrag

- Pohle, I., Gädeke, A., Koch, H., Grünewald, U., Schramm, M., Redetzky, M., Müller, F., Kaltofen, M., 2014. Auswirkungen potenzieller Änderungen des Klimas und der Braunkohleförderung und -verstromung auf natürliche und bewirtschaftete Abflüsse in den Lausitzer Flusseinzugsgebieten. In: Kaden, S., Dietrich, O., Theobald, S. (Hrsg.): *Wassermanagement im Klimawandel – Möglichkeiten und Grenzen von Anpassungsmaßnahmen*. oekom Verlag. München. S. 121-140.

Vorträge

- Umlauf, I.*, Koch, H., Grünewald, U., 2011. Landschaftswandel und Auswirkungen auf hydrologische Systeme. Vortrag beim 9. Doktorandenworkshop zur hydrologischen Modellierung (AG HydMod). Bern.
- Pohle, I., Koch, H., Grünewald, U., 2012. Regionale Übertragung von Modellparametern des ökohydrologischen Modells SWIM in der Lausitz. Vortrag beim 10. Doktorandenworkshop zur hydrologischen Modellierung (AG HydMod). Jena.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünewald, U., 2012. Unterschiede in der Simulation von Auswirkungen potenzieller Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt unter Berücksichtigung unterschiedlicher Datengrundlagen. Vortrag beim 3. Trierer N-A-Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung. Trier. Erschienen im Tagungsband: Casper, M., Gronz, O. (Hrsg.): *Simulation hydrologischer Systeme - Wie nah kommen wir der Realität? Beiträge zum 3. Trierer N-A-Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 17. und 18. September 2012 in Trier*. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA. Hennef. S. 157-166.
- Pohle, I., Gädeke, A., Koch, H., Grünewald, U., 2013. Abschätzung möglicher Folgen des Klimawandels auf die regionalen Wasserressourcen der Lausitz. Vortrag am Tag der Hydrologie 2013. Bern. Erschienen im Tagungsband: Weingartner, R., Schädler, B. (Hrsg.): *Wasserressourcen im globalen Wandel. Hydrologische Grundlagen - von der Messung zur Anwendung. Beiträge zum Tag der Hydrologie 4. bis 6. April 2013 an der Universität Bern*. Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA. Hennef.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünewald, U., 2013: Using catchment similarity for model parameter regionalization in highly anthropogenically impacted catchments in Lusatia. Vortrag bei der EGU General Assembly 2013. Wien.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünewald, U., 2013. Assessment of potential climate and land use change impacts on the regional water resources of Lusatia. Vortrag bei der Climate Change and Regional Response 2013. Dresden.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünewald, U., 2013. Simulation of potential climate and land use change impacts on the water resources of the Lusatian Neisse. Vortrag bei der Internationalen Konferenz des NEYMO Projektes. Bogatynia.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünewald, U., 2013. Assessment of the combined effects of climate and land use change in Lusatia, Central Europe. Vortrag bei der 2nd International SWAT Conference. Toulouse.

- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Kaltofen, M., Schramm, M., Redetzky, M., Müller, F., Grünewald, U., 2013. Potential impacts of climate change on natural and managed discharges of the Rivers Spree, Schwarze Elster and Lusatian Neisse, Central Europe. Vortrag bei der Water and Society II. Brockenhurst. Erschienen im Tagungsband: Brebbia, C. A. (Hrsg.): Water and Society II. WIT Transactions on Ecology and the Environment. WITPress. Ashurst, Southampton. S. 3-15.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Kaltofen, M., Schramm, M., Redetzky, M., Müller, F., Grünewald, U., 2013. Auswirkungen potenzieller Änderungen des Klimas, des Bergbaus und des Energiepflanzenanbaus auf natürliche und bewirtschaftete Abflüsse in der Lausitz. Vortrag bei der INKA BB Regionalkonferenz Süd. Großräschen.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Kaltofen, M., Schramm, M., Redetzky, M., Müller, F., Grünewald, U., 2014. Auswirkungen von Unsicherheiten in Klimaszenarien auf die regionale Wassermengenbewirtschaftung. Vortrag am Tag der Hydrologie 2014. Eichstätt. Erschienen im Tagungsband: Cyffka, B. (Hrsg.): Wasser - Landschaft - Mensch in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. Beiträge zum Tag der Hydrologie 20./21. März 2014 an der Katholischen Universität Eichstätt-Ingolstadt Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA. Hennef. S. 129-137.

Poster

- Umlauf, I.*, Koch, H., Grünewald, U., 2011. Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt von Teileinzugsgebieten der Spree. Poster beim Fachsymposium Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel in Deutschland. Großräschen.
- Pohle, I., Koch, H., Grünewald, U., 2011. Simulation von Auswirkungen potenzieller Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt von Teileinzugsgebieten der Spree. Poster auf dem 15. Workshop Großskalige Hydrologische Modellierung. Innsbruck.
- Pohle, I., Koch, H., Grünewald, U., 2012. Wasserhaushaltsmodellierung der Lausitzer Neiße auf Basis von national unterschiedlichen Datengrundlagen. Poster am Tag der Hydrologie 2012. Freiburg i. Br. Erschienen im Tagungsband: Weiler, M. (Hrsg.): Wasser ohne Grenzen. Beiträge zum Tag der Hydrologie 2012. 22./23. März 2012 an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Freiburg. S. 381-382.
- Pohle, I., Koch, H., Grünewald, U., 2012. Identification of hydrological similarities as a precondition for regionalization of model parameters for catchments in Lusatia, Germany. Poster bei der European Geoscience Union General Assembly 2012. Wien.
- Pohle, I., Koch, H., Gädeke, A., Grünewald, U., Kaltofen, M., Redetzky, M., Schramm, M., Müller, F., 2014. Potential climate change impacts on cooling water demand and water availability in the Lusatian lignite mining region, Central Europe. Poster bei der European Geoscience Union General Assembly 2014. Wien.

**Diese Publikation entstand unter meinem vorherigen Namen Ina Umlauf.*