

METHODEN ZUR DYNAMISIERUNG VON KLIMAFOLGENANALYSEN IM ELBEGEBIET

Aktualisierung von Szenarienstudien zu den Auswirkungen
des Klimawandels und fortlaufende Überprüfung
ökohydrologischer Modellergebnisse

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades
eines doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)
in der Wissenschaftsdisziplin Hydrologie

kumulativ eingereicht an der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Potsdam

von

MICHAEL ROERS

April 2016

Dieses Werk ist unter einem Creative Commons Lizenzvertrag lizenziert:
Namensnennung 4.0 International
Um die Bedingungen der Lizenz einzusehen, folgen Sie bitte dem Hyperlink:
<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Online veröffentlicht auf dem
Publikationsserver der Universität Potsdam:
URN [urn:nbn:de:kobv:517-opus4-98844](http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:kobv:517-opus4-98844)
<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:kobv:517-opus4-98844>

Zusammenfassung

Die Elbe und ihr Einzugsgebiet sind vom Klimawandel betroffen. Um die Wirkkette von projizierten Klimaveränderungen auf den Wasserhaushalt und die daraus resultierenden Nährstoffeinträge und -frachten für große Einzugsgebiete wie das der Elbe zu analysieren, können integrierte Umweltmodellsysteme eingesetzt werden. Fallstudien, die mit diesen Modellsystemen ad hoc durchgeführt werden, repräsentieren den Istzustand von Modellentwicklungen und -unsicherheiten und sind damit statisch.

Diese Arbeit beschreibt den Einstieg in die Dynamisierung von Klimafolgenanalysen im Elbegebiet. Dies umfasst zum einen eine Plausibilitätsprüfung von Auswirkungsrechnungen, die mit Szenarien des statistischen Szenariengenerators STARS durchgeführt wurden, durch den Vergleich mit den Auswirkungen neuerer Klimaszenarien aus dem ISI-MIP Projekt, die dem letzten Stand der Klimamodellierung entsprechen. Hierfür wird ein integriertes Modellsystem mit „eingefrorenem Entwicklungsstand“ verwendet. Die Klimawirkungsmodelle bleiben dabei unverändert. Zum anderen wird ein Bestandteil des integrierten Modellsystems – das ökohydrologische Modell SWIM – zu einer „live“-Version weiterentwickelt. Diese wird durch punktuelle Testung an langjährigen Versuchsreihen eines Lysimeterstandorts sowie an aktuellen Abflussreihen validiert und verbessert.

Folgende Forschungsfragen werden bearbeitet: (i) Welche Effekte haben unterschiedliche Klimaszenarien auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet und ist eine Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt notwendig?, (ii) Was sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet sowie die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge?, (iii) Ist unter der Nutzung (selbst einer sehr geringen Anzahl) verfügbarer tagesaktueller Witterungsdaten in einem stark heterogenen Einzugsgebiet eine valide Ansprache der aktuellen ökohydrologischen Situation des Elbeeinzugsgebiets möglich?

Die aktuellen Szenarien bestätigen die Richtung, jedoch nicht das Ausmaß der Klimafolgen: Die Rückgänge des mittleren jährlichen Gesamtabflusses und der monatlichen Abflüsse an den Pegeln bis Mitte des Jahrhunderts betragen für das STARS-Szenario ca. 30 %. Die Rückgänge bei den auf dem ISI-MIP-Szenario basierenden Modellstudien liegen hingegen nur bei ca. 10 %. Hauptursachen für diese Divergenz sind die Unterschiede in den Niederschlagsprojektionen sowie die Unterschiede in der jahreszeitlichen Verteilung der Erwärmung. Im STARS-Szenario gehen methodisch bedingt

die Niederschläge zurück und der Winter erwärmt sich stärker als der Sommer. In dem ISI-MIP-Szenario bleiben die Niederschläge nahezu stabil und die Erwärmung im Sommer und Winter unterscheidet sich nur geringfügig.

Generell nehmen die Nährstoffeinträge und -frachten mit den Abflüssen in beiden Szenarien unterproportional ab, wobei die Frachten jeweils stärker als die Einträge zurückgehen. Die konkreten Effekte der Abflussänderungen sind gering und liegen im einstelligen Prozentbereich. Gleiches gilt für die Unterschiede zwischen den Szenarien. Der Effekt von zwei ausgewählten Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge und -frachten unterscheidet sich bei verschiedenen Abflussverhältnissen, repräsentiert durch unterschiedliche Klimaszenarien in unterschiedlich feuchter Ausprägung, ebenfalls nur geringfügig.

Die Beantwortung der ersten beiden Forschungsfragen zeigt, dass die Aktualisierung von Klimaszenarien in einem ansonsten „eingefrorenen“ Verbund von ökohydrologischen Daten und Modellen eine wichtige Prüfoption für die Plausibilisierung von Klimafolgenanalysen darstellt. Sie bildet die methodische Grundlage für die Schlussfolgerung, dass bei der Wassermenge eine Neubewertung der Klimafolgen notwendig ist, während dies bei den Nährstoffeinträgen und -frachten nicht der Fall ist.

Die zur Beantwortung der dritten Forschungsfrage mit SWIM-live durchgeführten Validierungsstudien ergeben Diskrepanzen am Lysimeterstandort und bei den Abflüssen aus den Teilgebieten Saale und Spree. Sie lassen sich zum Teil mit der notwendigen Interpolationsweite der Witterungsdaten und dem Einfluss von Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen erklären. Insgesamt zeigen die Validierungsergebnisse, dass schon die Pilotversion von SWIM-live für eine ökohydrologische Ansprache des Gebietswasserhaushaltes im Elbeinzugsgebiet genutzt werden kann. SWIM-live ermöglicht eine unmittelbare Betrachtung und Beurteilung simulierter Daten. Dadurch werden Unsicherheiten bei der Modellierung direkt offengelegt und können infolge dessen reduziert werden. Zum einen führte die Verdichtung der meteorologischen Eingangsdaten durch die Verwendung von nun ca. 700 anstatt 19 Klima- bzw. Niederschlagstationen zu einer Verbesserung der Ergebnisse. Zum anderen wurde SWIM-live beispielhaft für einen Zyklus aus punktueller Modellverbesserung und flächiger Überprüfung der Simulationsergebnisse genutzt.

Die einzelnen Teilarbeiten tragen jeweils zur Dynamisierung von Klimafolgenanalysen im Elbegebiet bei. Der Anlass hierfür war durch die fehlerhaften methodischen Grundlagen von STARS gegeben. Die Sinnfälligkeit der Dynamisierung ist jedoch nicht an diesen konkreten Anlass gebunden, sondern beruht auf der grundlegenden Einsicht, dass Ad-hoc-Szenarienanalysen immer auch pragmatische Vereinfachungen zugrunde liegen, die fortlaufend überprüft werden müssen.

Summary

The Elbe River basin is affected by climate change. To analyse the chain of effects of projected climate change on the water balance and the resulting nutrient emissions and loads in large river basins such as the Elbe, integrated environmental model systems can be applied. Case studies that are conducted ad hoc with these model systems represent the current state of model developments and uncertainties – therefore, they are static.

This thesis describes access to a dynamisation of climate impact studies in the Elbe River basin. On the one hand, this comprises a verification of impact simulations that are conducted with scenarios from the statistical scenario generator STARS, with the impacts of newer climate scenarios from the ISI-MIP project, that represent state-of-the-art climate modelling. For this purpose, an integrated model system with a “frozen” development status is used. At the same time, the climate impact models remain unchanged. On the other hand, one component of the integrated model system – the ecohydrological model SWIM – is enhanced as a “live”-system. This is validated and improved by punctual testing with experimental long time series from a lysimeter site and with recent runoff time series.

The following research questions are addressed: (i) What are the effects of different climate scenarios on the water balance in the Elbe River basin, and is a reassessment of the impacts of climate change on the water balance necessary?, (ii) What are the impacts of climate change on the nutrient emissions and loads in the Elbe River basin as well as the effectiveness of measures for reducing nutrient emissions?, (iii) Is a valid assessment of the actual ecohydrological situation in the Elbe River basin possible, using (only a small amount of) available day-to-day weather data in a highly heterogeneous river basin?

The recent scenarios confirm the direction, but not the magnitude, of climate impacts: In the STARS scenario, the decrease in mean annual discharge and mean monthly streamflow until the middle of the century is approx. 30 %. However, the model studies based on the ISI-MIP scenarios show only a decrease of approx. 10 %. The main reason for this divergence can be attributed to differences in the precipitation projections and differences in the seasonal distribution of the warming. In the STARS scenario, the precipitation decreases due to the methodological principles applied and the warming in winter is stronger than in summer. In the ISI-MIP scenario, the precipitation is almost stable and the warming differs only slightly between summer and winter.

In general, the nutrient emissions and loads decrease underproportionally with the river basin discharge in both scenarios, with loads declining more sharply than the emissions. The concrete effects of the change in river basin discharge are small, reaching only single-digit percentages. The same holds true for the difference between the scenarios. The effect of selected measures for the reduction of nutrient emissions and loads also differs only slightly between varying runoff conditions, represented by different climate scenarios with dry, mean and wet specifications.

Answering the first two research questions shows that the actualisation of climate scenarios in an otherwise “frozen” combination of ecohydrological data and models represents an important testing option for the plausibilisation of climate impact studies. It forms the methodological basis for the conclusion that a reassessment of climate impact is necessary in terms of water quantity, whereas this is not the case for the nutrient emissions and loads.

The validation studies that were conducted to answer the third research question show discrepancies at the lysimeter site and in the flows from the sub-catchments of the Saale and Spree Rivers. They can be explained in part by the low spatial density of the climate data and the influences from water-management practices. However, the validation results show that the pilot version of SWIM-live can already be used for an eco-hydrological assessment of the water balance in the Elbe River basin. SWIM-live provides an immediate visualisation and assessment of the simulated data. By this means, uncertainties in the simulations are directly revealed and can be reduced. On the one hand, a concentration of the meteorological input data using approx. 700 instead of 19 climate and precipitation stations leads to an improvement of the results. On the other hand, SWIM-live is used exemplarily for a cycle of punctual model improvement and spatial verification of the simulations.

The individual parts of this thesis contribute to the dynamisation of climate impact studies in the Elbe River basin. The motivation for the study was the flawed methodological basis of STARS. Dynamisation is relevant not only for this reason, but is also based on the underlying understanding that ad hoc scenario analyses involve pragmatic simplifications that must be verified continuously.

Danksagung

Diese Arbeit entstand während meiner Zeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. Ohne die Hilfe meiner Betreuer, meiner Kollegen, meiner Freunde und meiner Familie wäre die Fertigstellung meiner Dissertation nicht möglich gewesen. Bei ihnen möchte ich mich bedanken.

Ich bedanke mich bei Frank Wechsung, der mich über die Jahre stets motiviert, betreut und unterstützt hat. Danke auch für die vielen hilfreichen und gleichzeitig unterhaltsamen Gespräche.

Eva Nora Paton geb. Müller danke ich für ihre engagierte Betreuung, die vielseitigen Denkanstöße und die hilfreichen Gespräche und Ratschläge.

Ganz besonders wichtig für das Gelingen dieser Arbeit war die Unterstützung meiner aktuellen und ehemaligen PIK-Kollegen, am aber auch abseits des kicker-Tischs. Dies sind insbesondere: Valentin Aich, Tobias Conradt, Samuel Fournet, Christoph Gornott, Pia Gottschalk, Peggy Gräfe, Martin Gutsch, Fred F. Hattermann, Ylva Hauf, Cornelia Hesse, Peter Hoffmann, Shaochun Huang, Hagen Koch, Valentina Krysanova, Stefan Liersch, Anastasia Lobanova, Christoph Menz, Claus Rachimow, Julia Reinhardt, Judith Stagl, Anastassi Stefanova, Bastian Stöbel, Julia Tecklenburg, Tobias Vetter, Jan Volkholz und Michel Wortmann.

Danke an Claudia Roers für das Korrekturlesen.

Ich danke meiner Mutter Gisela, meinem Vater Walter, meinen Schwestern Claudia und Sonja dafür, dass sie immer für mich da sind und meiner Frau Julia, sie ist die wichtigste von allen.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	x
Tabellenverzeichnis	xi
Abkürzungen	xiii
1 Einleitung	1
1.1 Motivation	1
1.2 Wissenschaftlicher Hintergrund	2
1.3 Ziel der Arbeit	6
1.4 Das Elbeeinzugsgebiet	9
1.4.1 Klima	9
1.4.2 Topografie	10
1.4.3 Böden	10
1.4.4 Landnutzung	15
1.5 Der Modellverbund	17
1.6 Wissenschaftliche Artikel und Manuskripte	19
2 Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet	21
2.1 Einleitung	23
2.2 Methoden und Daten	25
2.2.1 Die Elbe-Expert-Toolbox	25
2.2.2 Klimamodelle und -szenarien	26
2.2.3 Ökohydrologisches Modell SWIM	28
2.3 Ergebnisse	29
2.3.1 Vergleich der Szenarien: Temperatur und Niederschlag	29
2.3.2 Vergleich der Auswirkungen der Szenarien auf den Wasserhaushalt	33
2.4 Diskussion	35
2.5 Ausblick	39
2.6 Zusammenfassung	40
3 Effekte des Klimawandels und von Reduktionsmaßnahmen auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet bis zur Jahrhundertmitte	42
3.1 Einleitung	43
3.2 Methoden und Daten	46

3.2.1	Die Elbe-Expert-Toolbox	46
3.2.2	Datengrundlage für die Evaluierung von simulierten Nährstofffrachten	51
3.3	Ergebnisse	51
3.3.1	Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphor-Frachten 2001–2005	51
3.3.2	Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphor-Einträge und -Frachten unter Klimawandel	54
3.3.3	Effekt von Reduktionsmaßnahmen unter Klimawandel	59
3.4	Diskussion	61
3.5	Schlussfolgerungen	66
4	SWIM-live 1.0 – Tagesaktuelle Simulation des Wasserhaus- halts und der landwirtschaftlichen Pflanzenentwicklung im Elbegebiet	69
4.1	Einleitung	70
4.2	Methoden und Daten	72
4.2.1	Das ökohydrologische Modell SWIM	72
4.2.2	Modellkonfiguration und Datengrundlagen	76
4.2.3	Meteorologische Daten	78
4.2.4	Benutzerschnittstelle	79
4.2.5	Modellvalidierungen an Pegeln, am Lysimeterstand- ort Brandis und für die räumliche Ertragsvariabilität	80
4.2.6	Modellgüte	82
4.3	Ergebnisse	83
4.3.1	Validierung der simulierten Abflüsse mit Pegeldata	83
4.3.2	Validierung der simulierten Erträge mit Ertragsdaten der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder	85
4.3.3	Validierung der simulierten Abflüsse, Evapotranspira- tion und Erträge mit Daten des Lysimeterstandortes Brandis	87
4.3.4	Ergebnisse der „live“ Modellierung zum Abflussge- schehen	93
4.4	Diskussion	95
4.5	Ausblick	98
4.6	Zusammenfassung	99
5	Vergleich der Extremhochwässer 2002 und 2013 im deut- schen Teil des Elbegebiets und deren Abflusssimulation durch SWIM-live	100
5.1	Die Extremhochwässer 2002 und 2013	101
5.2	Simulation der Hochwasserereignisse mit SWIM-live	103
5.3	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	107

6	Gesamtdiskussion und Schlussfolgerung	110
6.1	Wiederholung von Auswirkungsrechnungen unter Nutzung eines integrierten Modellsystems mit „eingefrorenem Entwicklungsstand“ (1. Leitthema)	110
6.1.1	Welche Effekte haben unterschiedliche Klimaszenarien auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet und ist eine Neubewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt notwendig? (1. Forschungsfrage)	110
6.1.2	Was sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet sowie die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge? (2. Forschungsfrage)	111
6.2	Punktuelle Modellverbesserung und flächige Überprüfung der Simulationsergebnisse (2. Leitthema)	112
6.2.1	Ist unter der Nutzung (selbst einer sehr geringen Anzahl) verfügbarer tagesaktueller Witterungsdaten in einem stark heterogenen Einzugsgebiet eine valide Ansprache der aktuellen ökohydrologischen Situation des Elbeeinzugsgebiets möglich? (3. Forschungsfrage)	112
6.3	Grenzen der vorgestellten Methoden	114
6.4	Weiterer Forschungsbedarf	115
6.5	Schlussfolgerung	117
	Literatur	119
	Anhang	139

Abbildungsverzeichnis

1.1	Dynamisierungsschema	6
1.2	Jahresmitteltemperatur im Elbeeinzugsgebiet (1951–2003) .	11
1.3	Mittlere Jahresniederschläge im Elbeeinzugsgebiet (1951–2003)	12
1.4	Topographische Übersicht des Elbeeinzugsgebiets	13
1.5	Bodenarten im Elbeeinzugsgebiet	14
1.6	Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet	16
1.7	GLOWA-Elbe Modellverbund	18
2.1	Karte des Elbeeinzugsgebiets, untergliedert in drei Teilein- zugsgebiete	25
2.2	Projizierte Änderung der Monatsmittel der Temperatur und des Niederschlags sowie des Abflusskoeffizienten zwischen der ersten und der zweiten Szenarienperiode von STARS und ISI-MIP	30
2.3	Räumliche Verteilung der Änderung der Temperatur, des Niederschlags und des Gesamtabflusses zwischen erster und zweiter Szenarienperiode für die STARS- und die ISI-MIP- Projektionen	31
2.4	Änderung ausgewählter Quantile des mittleren monatlichen Abflusses an wichtigen Pegeln entlang des Elbelängsschnitts, simuliert mit STARS und ISI-MIP	36
2.5	Abfluss am Pegel Dresden, der an 345 Tagen des Jahres nicht unterschritten wird, simuliert mit STARS und ISI-MIP . . .	37
3.1	Gemessene und (auf Grundlage von gemessenen Klimavaria- blen) modellierte mittlere Monatsfrachten von TN und TP im Zeitraum 2001–2005 an verschiedenen Messstellen der Elbe und wichtigen Nebenflüssen	52
3.2	Simulierte TN-Einträge und -Frachten sowie TP-Einträge und -Frachten im Elbeeinzugsgebiet für den Ist-Zustand (Mittel der Jahre 2001–2005) und für zukünftige trockene, mittlere und feuchte Abflussbedingungen	56
3.3	Simulierte Änderung des mittleren monatlichen Abflusses in Neu Darchau, Änderung der TN-Einträge und -Frachten sowie Änderung der TP-Einträge und -Frachten im Elbe- einzugsgebiet für zukünftige trockene, mittlere und feuchte Abflussbedingungen	57

3.4	Anteile verschiedener Eintragspfade an den TN- und TP-Einträgen im Elbegebiet für den Ist-Zustand 2001–2005 und für die trockene und feuchte Ausprägungen der Szenarien	58
3.5	Korrelation zwischen relativer Änderung der TN- und TP-Einträge und -Frachten und relativer Änderung des mittleren monatlichen Abflusses in Neu Darchau bei verschiedenen Abflusssituationen	59
3.6	Karte der relativen Änderung der TN- und TP-Einträge zwischen Beginn und Ende der Simulationsperiode	60
3.7	Änderung der TN- und TP-Einträge und -Frachten im Elbeeinzugsgebiet bei Anwendung einer Maßnahme zur Reduktion der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft	62
3.8	Änderung der TN- und TP-Einträge und -Frachten im Elbeeinzugsgebiet bei Anwendung der Richtwerte aus der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser	63
4.1	Lage der verwendeten Klimastationen und der Lysimeterstation Brandis im Einzugsgebiet der Elbe	78
4.2	Simulierter und gemessener Abfluss an den Pegeln Neu Darchau (Elbe), Calbe-Grizehne (Saale) und Havelberg (Havel)	84
4.3	Vergleich der mit 19 Klimastationen simulierten Abflüsse in Neu Darchau, Calbe-Grizehne, Havelberg und Brandis mit Abflüssen, die mit 382 Klimastationen simuliert wurden	86
4.4	Simulierte und auf Basis von erhobenen Kreiserträgen berechnete Jahreserträge und jährliche Ertragsänderung	88
4.5	Differenz zwischen gemessenem und simuliertem Gesamtabfluss und Niederschlag am Lysimeterstandort Brandis	90
4.6	Simulierte und am Lysimeterstandort gemessene Ertragsdaten	91
4.7	Gebietsmittel der kumulativen klimatischen Wasserbilanz; simulierter und gemessener Abfluss an den Pegeln Neu Darchau, Calbe-Grizehne bzw. Havelberg; Gebietsmittel des simulierten verfügbaren Bodenwassers in den oberen 100 cm des Bodenprofils landwirtschaftlicher Flächen	94
5.1	Zeit-Fließstreckendiagramme der Abflüsse im deutschen Teil der Elbe für die Extremhochwässer von 2002 und 2013	102
5.2	Überflutete Flächen des Hochwassers August 2002 und des aktuellen Ereignisses Juni 2013	104
5.3	Gegenüberstellung des Hochwassers August 2002 mit dem aktuellen Ereignis Juni 2013: Statistisches Wiederkehrintervall, Ausdehnung und Ereignisstärke	105
5.4	Beobachtete und mit dem operationellen Modell SWIM-live simulierte Abflussganglinien in den Jahren 2002 und 2013	106

Tabellenverzeichnis

3.1	Gemessene und (auf Grundlage von gemessenen Klimavariablen) modellierte TN- und TP-Frachten in den Jahren 2001–2005 an verschiedenen Messstellen der Elbe und wichtigen Nebenflüssen	53
3.2	Jahresmittel der Temperatur, des Niederschlags und der Evapotranspiration im Elbeeinzugsgebiet sowie mittlerer monatlicher Abfluss in Neu Darchau, jeweils zu Beginn der Simulationsperiode und am Ende der Simulationsperiode sowie absolute (Temperatur) und relative (Niederschlag, Evapotranspiration, Abfluss) Änderungen zwischen Beginn und Ende der Simulationsperiode	55
4.1	Datengrundlagen und -quellen der SWIM-live Version . . .	77
4.2	Niederschlagskorrektur bei unterschiedlichen Tagesmitteltemperaturen und Jahreszeiten	79
4.3	Fruchtfolge des Lysimeterstandorts Brandis	81
4.4	Statistische Kennzahlen zur Bewertung der Simulationsergebnisse des Abflusses an den Pegeln Neu Darchau, Calbe-Grizehne und Havelberg	84
4.5	Statistische Kennzahlen zur Bewertung der Simulationsergebnisse der Weizenerträge	87
4.6	Absolutglied, Steigungsparameter und Bestimmtheitsmaß der linearen Regression von Abflussfehler auf Niederschlagfehler	90
4.7	Statistische Kennzahlen zur Bewertung der Simulationsergebnisse des Gesamtabflusses und der aktuellen Evapotranspiration für die unterschiedlichen Lysimetergruppen	92

Abkürzungen

ATV-DVWK	Abwassertechnische Vereinigung - Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BÜK	Bodenübersichtskarte
CEDIM	Center for Disaster Management and Risk Reduction Technology
CLM	Climate Limited-area Model
CMIP	Coupled Model Intercomparison Project
CORINE	Coordination of Information on the Environment
DHI-WASY	Danish Hydraulic Institute - Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung
DSS	Decision Support System
DWD	Deutscher Wetterdienst
ECHAM	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts/Hamburger Max-Planck-Institut
EET	Elbe-Expert-Toolbox
EFAS	European Flood Awareness System
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EPIC	Electronic Plant Information Centre
ESM	Earth System Model
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
FAO	Food and Agriculture Organization
FGG	Flussgebietsgemeinschaft
GCM	General Circulation Model
GFDL	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory
GIS	Geographic Information System
GLOWA	Globaler Wandel des Wasserkreislaufs
GIW	Gleichwertiger Wasserstand
HadGEM	Hadley Global Environment Model
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
INUWIM	Innovation in Urban Water Infrastructure and Management

IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPSL	Institut Pierre Simon Laplace
ISI-MIP	Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project
KASIM	Kraftwerksimulationstool
KIWA	Kommunale und Industrielle Wassernachfrage
KLIWAS	Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt
LUS	Land Use Scanner
MIROC	Model for Interdisciplinary Research On Climate
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MLUR	Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
NHN	Normalhöhennull
NorESM	Norwegian Earth System Model
NUTS	Nomenclature des Unités territoriales statistiques
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PRIMATE	Probabilistic Multi-Attribute Evaluation
QSim	Qualitäts-Simulation
RADOLAN	Radar-Online-Aneichung
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem
RCM	Regional Climate Model
RCP	Representative Concentration Pathways
REGE	Regional Economic Model
REMO	Regional Model
SCS	Soil Conservation Service
SRES	Special Report on Emissions Scenarios
StÄBL	Statistischen Ämter des Bundes und der Länder
STARS	Statistical Analogue Resampling Scheme
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWIM	Soil and Water Integrated Model
UBA	Umweltbundesamt
WABI	Wasserbilanzmodell für Niedermoorflächen
WATCH	Water and Global Change
WBaMo	Wasserbilanzmodell
WCRP	World Climate Research Programme
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
WWTP	Wastewater Treatment Plant

Kapitel 1

Einleitung

1.1 Motivation

In einem nachhaltigen und langfristigen Wasserressourcen- sowie Gewässergütemanagement muss der Klimawandel berücksichtigt werden. Für die Analyse von Klimafolgen und die Bewertung von Managementoptionen eignen sich integrierte Modellsysteme. Die Grundlage hierfür bilden Klimaszenarien, die als Eingangsdaten für hydrologische Klimawirkungsmodelle dienen. Die daraus resultierenden Projektionen für den Wasserhaushalt können für die Simulation der Nährstoffeinträge und -frachten genutzt werden.

Sowohl Klimaszenarien als auch Klimawirkungsmodelle weisen intrinsische Unsicherheiten auf. Der stetige Umgang mit diesen Unsicherheiten ist Gegenstand der Klima- und Klimafolgenforschung. Dies hat zur Folge, dass Szenarien und Modelle sowie die damit verbundenen Unsicherheiten einer dynamischen Entwicklung unterliegen. Fallstudien zu Klimafolgen repräsentieren den Istzustand von Modellentwicklungen und -unsicherheiten und sind daher statisch.

In dieser Dissertation werden zwei Wege für eine Dynamisierung von Klimafolgenanalysen im Elbegebiet präsentiert. Dies umfasst zum einen eine fortlaufende Überprüfung von Auswirkungsrechnungen mit neueren Szenarien, die dem letzten Stand der Klimamodellierung entsprechen. Hierbei bleiben die Klimawirkungsmodelle unverändert. Zum anderen wird gezeigt, wie ein hydrologisches Klimawirkungsmodell sowohl punktuell als auch flächig durch Testung an langjährigen Versuchsreihen sowie an aktuellen Abflussreihen validiert und verbessert werden kann.

Die erste Herangehensweise beinhaltet die Wiederholung von Simulationen mit einem integrierten Modellsystem für das Elbegebiet, das einen „eingefrorenen Entwicklungsstand“ aufweist. Durch den systematischen Vergleich der Effekte von zwei unterschiedlichen Klimaszenarien soll deren Plausibilität überprüft und die Belastbarkeit der Projektionen für den Wasser- und Nährstoffhaushalt erhöht werden. Die beiden Szenarien, denen unterschiedliche Modellansätze zugrunde liegen, repräsentieren die Bandbreite der projizierten Entwicklung der Niederschläge bis zur Jahrhundertmitte im Elbegebiet, aus der kein eindeutiges Änderungssignal

abgeleitet werden kann (vgl. Schwarzak et al. 2015, Huang et al. 2014 und BfG et al. 2015). Anhand dieser aktuellen Problemstellung wird der wissenschaftliche Wert des Modellsystems exemplarisch demonstriert.

Der zweite Weg beschreibt, wie die Leistungsfähigkeit des hydrologischen Klimawirkungsmodells mit einem Zyklus aus punktuellen Modellverbesserungen und einer flächigen Überprüfung der Simulationsergebnisse gesteigert werden kann. Ausgangspunkt ist eine Validierungsstudie anhand langjähriger Versuche bzw. Messreihen, die den Punkt-Bezug der ansonsten räumlich integrierenden Simulationen zu lokalen Messstellen herstellt. Ergänzend dazu wird durch die Entwicklung einer „live“-Anwendung die Güte der Wasserhaushalts- und Abflusssimulationen für verschiedene Aggregationsebenen des Elbeeinzugsgebiets kontinuierlich evaluiert.

1.2 Wissenschaftlicher Hintergrund

In der aktuellen Praxis der Klimamodellierung steht die Entwicklung und Nutzung von einigen Dutzend Klimamodellen, die dem neusten Stand der Wissenschaft entsprechen, im Vordergrund (Katzav & Parker 2015). Einige Wissenschaftler schlagen eine substantielle Änderung dieser Praxis vor (Held 2005, Hurrell et al. 2009, Palmer 2012). Katzav & Parker (2015) fassen die führenden Vorschläge unter den Kategorien vereinheitlichender Ansatz, hierarchischer Ansatz und pluralistischer Ansatz zusammen. Der vereinheitlichende Ansatz sieht die Bündelung internationaler Ressourcen vor, um eine kleine Anzahl von Klimamodellen einzusetzen, die eine hohe zeitliche und räumliche Auflösung aufweisen und nahtlose, skalenübergreifende Vorhersagen und Projektionen ermöglichen. Der hierarchische Ansatz legt den Fokus auf die Entwicklung und systematische Untersuchung von Modell-Hierarchien, mit dem Ziel, das Klimasystem besser zu verstehen (Held 2005, 2014). Beim pluralistischen Ansatz erfolgt eine Diversifizierung der Modellierung, die durch die systematische Erhöhung der strukturellen Variabilität physikalisch basierter Modelle in Kombination mit der Entwicklung von mehr semi-empirischen Modellen erzielt werden soll (Katzav & Parker 2015).

Die Ansätze verfolgen unterschiedliche Strategien zur Auswahl und Weiterentwicklung von geeigneten Klimamodellen. Sie haben jedoch gemeinsam, dass sich die Analysen stets auf ein Ensemble aus unterschiedlichen Modellen stützen. Studien von Pennell & Reichler (2010), Reichler & Kim (2008) und Gleckler et al. (2008) zeigen, dass der Mittelwert der Ergebnisse mehrerer Modelle üblicherweise die Güte eines Einzelmodells übertrifft. In hydrologischen Impaktstudien werden daher zunehmend Klimaprojektionen von Modell-Ensembles genutzt. Aufgrund des hohen Rechenaufwands physikalisch basierter dynamischer Modelle waren Ensemble-basierte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels bis vor wenigen Jahren noch unüblich (Huang et al. 2014, Teutschbein & Seibert 2010). Den Analysen im GLOWA-Elbe Projekt, das im Jahr 2000 initiiert wurde, lagen z. B. die Szenarien eines einzelnen statistischen Szenariengenerators

(STARS) zugrunde. Dieser generiert aus einem Temperaturtrend, der aus einem globalen Klimamodell übernommen wird, die Änderungen aller anderen Klimavariablen. Die von STARS bereitgestellten Simulationen besitzen jedoch nach Wechsung & Wechsung (2014, 2015) keine eigene Projektionsgüte. Aus diesem Grund war eine Wiederholung der Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und die Nährstoffeinträge im Elbegebiet erforderlich.

Aktuelle Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels im Elbegebiet zeigen, dass die Bandbreite der Simulationen bis Mitte bzw. Ende des Jahrhunderts eine sowohl positive als auch negative Änderung der Niederschläge und Abflüsse einschließt. Für einen Ausschnitt des Elbebeeinzugsgebiets (Großraum Dresden) analysieren Schwarzak et al. (2015) die Simulationsergebnisse von zwölf Kombinationen aus regionalen und globalen Klimamodellen. Während die Niederschläge im Frühling, Herbst und Winter in den Simulationen sowohl bis zur Mitte als auch bis zum Ende des Jahrhunderts zunehmen, weisen die Modelle bei den Trends im Sommer eine große Bandbreite auf, die auch eine Abnahme des Niederschlags umfasst.

Huang et al. (2014) projizieren auf Grundlage von 16 Kombinationen aus globalen und regionalen Klimamodellen eine leichte Zunahme des Jahresniederschlags in Deutschland bis Mitte des 21. Jahrhunderts und keine Veränderung bis Ende des 21. Jahrhunderts im Vergleich zu der Referenzperiode 1961–2000. Die Sommerniederschläge nehmen bis Ende des Jahrhunderts leicht ab. Auch hier ist die Bandbreite der Modelle vor allem in der zweiten Szenarienperiode sehr groß.

Die Simulationen von Ott et al. (2013) mit einem Ensemble aus zehn Mitgliedern, das globale und regionale Klimamodellen sowie hydrologische Modellen umfasst, zeigen für das Muldebeeinzugsgebiet leicht zunehmende mittlere Abflüsse bis Mitte des Jahrhunderts in fast allen Monaten. Nur im August wird ein leicht negativer Trend simuliert.

Das Ensemble aus 20 bzw. 18 Abflussprojektionen aus dem Projekt KLIWAS (BfG et al. 2015) simuliert nur geringe Veränderungen des mittleren Jahresabflusses im Elbebeeinzugsgebiet bis Mitte des Jahrhunderts bzw. leichte Abnahmen bis Ende des Jahrhunderts. Im Sommerhalbjahr wird im Mittel ein negatives Änderungssignal simuliert, dessen Betrag bis Ende des Jahrhunderts zunimmt. Dagegen zeigen die Simulationen im Winterhalbjahr keine ausgeprägte Änderungsrichtung; die Bandbreite des Ensembles vergrößert sich bis Ende des Jahrhunderts.

Mit den aktuellen Klimaszenarien aus dem „Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project“ (ISI-MIP, Schellnhuber et al. 2014, Warszawski et al. 2013) werden Ensemble-Simulationen bereitgestellt, die die im „Coupled Model Intercomparison Project Phase 5“ (CMIP5) projizierte Bandbreite der globalen Temperatur- und Niederschlagsänderungen repräsentativ abbilden (van Vuuren et al. 2011, Warszawski et al. 2013). Es handelt sich um Bias-korrigierte Simulationen von fünf Erdsystemmodellen, die für vier repräsentative Konzentrationspfade (Representative

Concentration Pathways, RCP) zur Verfügung stehen.

In den Projektionen des ISI-MIP-Ensembles ändern sich sowohl die Jahresniederschläge als auch die Niederschläge im Sommer- bzw. Winterhalbjahr im Elbeinzugsgebiet bis zur Jahrhundertmitte nur geringfügig (s. a. Abb. 2.3). Bei den Abflüssen sind die Änderungen im Sommerhalbjahr ebenfalls gering, im Jahresmittel und im Winterhalbjahr zeigen sich leichte Abnahmen. Die mit dem ISI-MIP-Ensemble projizierten Niederschlag- und Abflusstrends liegen innerhalb der Bandbreite der in den genannten Studien von unterschiedlichen Modell-Ensembles projizierten Änderungssignale. Sie entsprechen dem aktuellen Stand der globalen Klimamodellierung, daher stützen sich die Analysen in dieser Dissertation auf die ISI-MIP-Szenarien, mit dem Ziel, die auf STARS basierenden Ergebnisse des GLOWA-Elbe Projekts neu zu bewerten.

Die projizierten Klimaänderungen wirken sich auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbeinzugsgebiet aus. Dieser Effekt kann mit Hilfe von Modellsystemen, in denen Modelle zur Simulation der Hydrologie und der Gewässergüte gekoppelt sind, bewertet werden. Volk et al. (2009) vergleichen vier verschiedene Modellsysteme, die bei der Entscheidungsunterstützung in der Flussgebietsbewirtschaftung eingesetzt werden. Zwei dieser Modellsysteme wurden speziell für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelt. Obwohl das Erreichen der Zielvorgaben der WRRL, die sich vor allem auf die zukünftige Entwicklung der Gewässergüte beziehen, durch den Klimawandel stark beeinflusst wird, gibt es nur wenige Studien, die diesen Effekt in europäischen Einzugsgebieten untersuchen.

Die Analyse von Andersen et al. (2006) zu den Effekten von Klimaänderungen auf die Nährstoffdynamik war die erste ihrer Art in Dänemark. Hinsby et al. (2012) modellieren die Nährstofffrachten im dänischen Horsens-Ästuar. Die Autoren zeigen, dass aufgrund des Klimawandels die Abflüsse und Frachten zunehmen und leiten daraus ab, dass in der Zukunft niedrigere Schwellenwerte erforderlich sind, um einen guten ökologischen Zustand der Gewässer sicherzustellen. Die Untersuchungen von Jeppesen et al. (2011) in Dänemark, Arheimer et al. (2005) in Schweden und Kaste et al. (2006) in Norwegen zeigen, dass die Stickstofffrachten in nordeuropäischen Flüssen aufgrund der projizierten Klimaänderungen zunehmen, insbesondere im Winter.

In Südeuropa nehmen die Nährstofffrachten nach Jeppesen et al. (2011) zwar ab, die zunehmende Evapotranspiration führt jedoch zu einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen (vgl. u. a. Ozen et al. 2010, Sanches Fernandes et al. 2012).

In west- und mitteleuropäischen Einzugsgebieten, in denen die Änderungssignale des Niederschlags weniger übereinstimmend sind, werden sowohl Zunahmen als auch Abnahmen der Nährstofffrachten simuliert. Z. B. projizieren Whitehead et al. (2006) und Wilby et al. (2006) zunehmende Stickstoffkonzentrationen im englischen Fluss Kennet bis zum Ende des Jahrhunderts. Zunehmende Nährstoffkonzentrationen werden auch von Voss et al. (2011) im Odereinzugsgebiet als sehr wahrscheinlich angenommen. In

der Studie von Hesse & Krysanova (2016) nehmen die Stickstofffrachten im Elbegebiet bis zur Mitte bzw. bis zum Ende des Jahrhunderts ab, während die Phosphorfrachten zunehmen.

Die Bandbreite der Projektionen verdeutlicht die Unsicherheiten bei der Simulation von Klimafolgen. Bereits die Klimaszenarien sind mit einer Unsicherheit behaftet, die u. a. auf die Bandbreite in den Randbedingungen der Klimamodelle zurückzuführen ist. Weitere Unsicherheiten bestehen bei der hydrologischen Modellierung, die nach Hesse & Krysanova (2016) sogar noch von den Unsicherheiten in der Gewässergütemodellierung auf Einzugsgebietsskala überstiegen werden können. Der Grund hierfür ist die größere Komplexität der modellierten Prozesse und der größere Bedarf an Eingangsdaten und Parametern. In den Kapiteln 2 und 3 werden diese Unsicherheiten ausführlich diskutiert.

Nach Räisänen (2007) stimmen Modelle, die Projektionen für das zukünftige Klima generieren, in vielerlei Hinsicht mit Modellen überein, die für eintägige bis zweiwöchige Wettervorhersagen genutzt werden. Nach Palmer et al. (2008) liegen beiden zeitlichen Skalen die gleichen fundamentalen physikalischen Prozesse zugrunde. Die Autoren schlagen daher vor, die Kalibrierungsmethoden, die für Wettervorhersagemodelle angewendet werden, auf die Klimamodellierung zu übertragen. Hierdurch soll eine nahtlose Vorhersage („seamless prediction“) erzielt werden (Palmer et al. 2008, vgl. auch WCRP 2005).

Da die Atmosphäre keine Grenzen in den Zeitskalen kennt, sollten nach Hoskins (2013) die für Wetter- und Klimaprojektionen eingesetzten Modellsysteme durch gemeinsame Kernelemente und eine einheitliche Modellinfrastruktur zusammengeführt werden. Hurrell et al. (2009) präsentieren einen vereinheitlichten Modellierungsrahmen, der eine hierarchische Behandlung von Wettervorhersagen und Klimaprojektionen ermöglicht und eine große Bandbreite von Raum- und Zeitskalen abdeckt. Nach Hurrell et al. (2009) könnten die Vorhersagen des Klimasystems, unabhängig von der betrachteten Zeitskala, von der Initialisierung der globalen Klimamodelle mit den besten Auswertungen des beobachteten Klimazustands profitieren.

Die Auswertung der aktuellen Literatur zeigt, dass es sich bei Klimawirkungsanalysen, die den Wasserhaushalt oder die Gewässergüte behandeln, in den meisten Fällen um Ad-hoc-Studien handelt – d. h., sie knüpfen oft nicht an vorangegangene Studien an und haben daher keinen vergleichbaren Ausgangspunkt. Dies führt dazu, dass die Ergebnisse verschiedener Studien nebeneinander stehen und in der Regel nicht in eine allgemeine Verbesserung der Aussagequalität münden. Es wird deutlich, dass ein Defizit an verknüpfenden Ansätzen, entsprechend der Vorschläge von Katzav & Parker (2015) für die Klimamodellierung und des Konzepts von Hurrell et al. (2009), besteht.

1.3 Ziel der Arbeit

Dem durch die Literaturstudie offengelegten Defizit wird in dieser Dissertation durch die Dynamisierung von Klimafolgenanalysen im Elbegebiet begegnet. Das Konzept ist in Abbildung 1.1 schematisch dargestellt. Die Dynamisierung stellt das Gesamtziel der Arbeit dar, dem sich auf zwei unterschiedliche Weisen genähert wird: Zum einen durch die Wiederholung von Simulationen des Wasserhaushalts und der Nährstoffeinträge mit dem Modellsystem Elbe-Expert-Toolbox (EET, s. a. Kapitel 1.5), beschrieben in den Kapiteln 2 und 3. Zum anderen durch die in den Kapiteln 4 und 5 dargestellte Einbettung des ökohydrologischen Modells SWIM in ein tagesaktuelles Modellsystem für die Validierung anhand von langjährigen Messreihen sowie mit einer „live“-Anwendung. Es werden die folgenden Leitthemen behandelt.

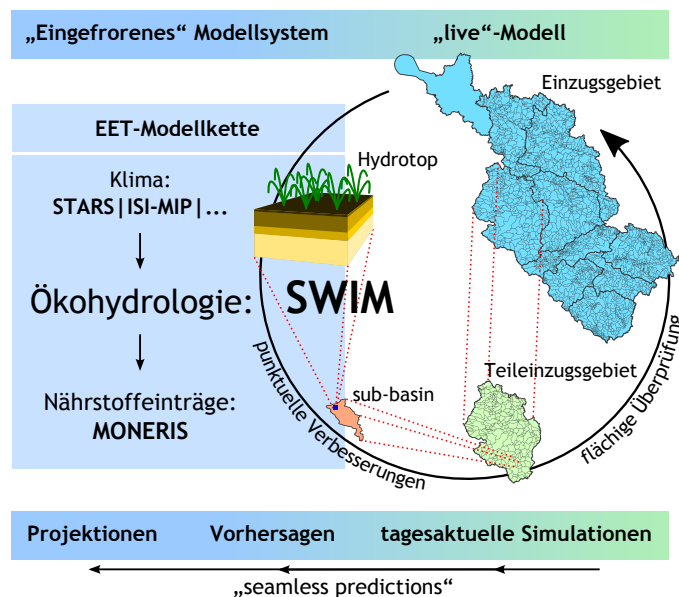


Abbildung 1.1
Dynamisierungsschema.

1. Leitthema: Dynamisierung von Klimafolgenanalysen durch die Wiederholung von Auswirkungsrechnungen mit aktuellen Klimaszenarien unter Nutzung eines integrierten Modellsystems mit „eingefrorenem Entwicklungsstand“

Um Klimainformationen aus Globalen Zirkulationsmodellen auf kleinere Maßstäbe zu übertragen, bedarf es Regionalisierungsmethoden. Hierfür werden entweder statistische oder dynamische regionale Klimamodelle bzw. Verfahren zur Bias-Korrektur angewendet („downscaling“, vgl. Maraun et al. 2010, Fowler et al. 2007). Der Vergleich der Klimaszenarien von statistischen und dynamischen Modellen oder Verfahren zeigt, dass sich

die Änderungssignale des Niederschlags zum Teil deutlich unterscheiden können (z. B. Jang & Kavvas 2015, Wood et al. 2004). Werden die Klimaszenarien zur Simulation des Abflussgeschehens genutzt, können dessen Änderungssignale ebenfalls je nach Szenario erheblich variieren (vgl. Huang et al. 2013, Krahe et al. 2009, Schmidt et al. 2009 und Bronstert et al. 2007) – mit entsprechenden Konsequenzen bei der Simulation der Nährstofffrachten (vgl. Hesse & Krysanova 2016).

Die regionalen Klimaszenarien enthalten jeweils spezifische Unsicherheiten. Im Fall des statistischen Klimagenerators STARS sind sie auf fehlerhafte methodische Grundlagen zurückzuführen (Wechsung & Wechsung 2014, 2015). Die Notwendigkeit, Klimafolgenanalysen zu aktualisieren, wird durch diese Problematik besonders deutlich illustriert. Sie verstärkt die Motivation und bietet eine konkrete Veranlassung zur Wiederholung der Auswirkungsrechnungen. Dieser Anlass besteht jedoch unabhängig von den betrachteten Klimaszenarien, die generell mit Unsicherheiten verbunden sind. Kontinuierliche Modellverbesserungen haben das Ziel, diese Unsicherheiten zu reduzieren. Für Klimafolgenanalysen resultiert daraus eine fortlaufende Aktualisierungsnotwendigkeit.

Diese Feststellung führt zu folgender Fragestellung, die in Kapitel 2 beantwortet werden soll:

1. Forschungsfrage: Welche Effekte haben unterschiedliche Klimaszenarien auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet und ist eine Neubewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt notwendig?

Es werden die Auswirkung eines statistisch generierten Klimaszenarios (STARS) sowie eines Ensemble-Ansatzes (ISI-MIP) auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet untersucht. Die Analysen beruhen auf einem „eingefrorenen Entwicklungsstand“ der EET. Die Parametrisierung und die nicht-klimatischen Randbedingungen des ökohydrologischen Modells SWIM bleiben also unverändert. Dadurch ist sichergestellt, dass ausschließlich die Effekte der Klimaszenarien simuliert werden und ein systematischer Vergleich der Auswirkungen der Szenarien auf den Wasserhaushalt ermöglicht wird. Auf diese Weise werden sowohl die auf STARS als auch die auf Ensemble-Simulationen des ISI-MIP-Projektes basierenden Ergebnisse eingeordnet, Unsicherheiten aufgezeigt und Schlussfolgerungen erneuert. Auf dieser Grundlage soll schließlich die Notwendigkeit einer Neubewertung der Auswirkungen des Klimawandels geprüft werden.

In der Wirkkette der projizierten Klimaveränderungen folgt auf die Abflussänderung die Änderung der Nährstoffeinträge und -frachten. Es schließt sich folgende Fragestellung an, auf deren Beantwortung Kapitel 3 abzielt.

2. Forschungsfrage: Was sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet sowie die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der

Nährstoffeinträge?

Mit Hilfe exemplarischer Untersuchungen wird die Sensitivität von Nährstoffeinträgen und -frachten gegenüber Abflussänderungen im Elbeinzugsgebiet beschrieben. Es soll dargestellt werden, welche besonderen Effekte sich dabei aus der Nutzung der oben genannten Szenarien ergeben.

Am Beispiel von zwei Reduktionsmaßnahmen wird deren Wirksamkeit bei den unterschiedlichen Klimaszenarien mit Hilfe der EET analysiert. Eine der Maßnahmen repräsentiert die Reduktion diffuser Einträge aus der Landwirtschaft, die andere die Reduktion punktueller Einträge aus der Abwasserbehandlung.

2. Leitthema: Dynamisierung von Klimafolgenanalysen durch einen Zyklus aus punktueller Modellverbesserung und flächiger Überprüfung der Simulationsergebnisse

Die Komplexität ökohydrologischer Prozesse erfordert eine multivariate Validierung, die verschiedene Themenbereiche und Skalen umfasst. In dieser Dissertation wird die „live“-Version des Modells SWIM punktuell an einer Lysimeterstation im Elbeinzugsgebiet sowie in der Fläche an Abflusspegeln und mit Landkreisstatistiken validiert.

Punktuelle Modellverbesserungen und flächige Überprüfungen bilden einen Zyklus, der mit Hilfe des Modells SWIM-live kontinuierlich durchlaufen werden kann. Von den Modellverbesserungen kann auch die integrierte Modellierung von Klimafolgen profitieren, bei der SWIM eine zentrale Rolle einnimmt. Dieses führt zu einer Steigerung der Qualität von Projektionen für den Wasserhaushalt. Folglich stellen die punktuelle Verbesserung anhand eher subjektiver Kriterien (welcher Lysimeterstandort? welche Zielgrößen?) und die flächige Überprüfung in einem objektiven Bezugssystem zwei Komponenten der Dynamisierung von Klimafolgenanalysen dar. In den Kapiteln 4 und 5 werden beide Komponenten exemplarisch beleuchtet. Dabei soll die folgende Fragestellung beantwortet werden:

3. Forschungsfrage: Ist unter der Nutzung (selbst einer sehr geringen Anzahl) verfügbarer tagesaktueller Witterungsdaten in einem stark heterogenen Einzugsgebiet eine valide Ansprache der aktuellen ökohydrologischen Situation des Elbeinzugsgebiets möglich?

Das entwickelte „live“-System wird in Hinblick auf dessen Fähigkeit, die zeitliche Dynamik der Wasserhaushaltskomponenten und die landwirtschaftliche Pflanzenentwicklung zu simulieren, evaluiert.

Hierfür stehen an dem Lysimeterstandort gemessene Zeitreihen der aktuellen Verdunstung, der Abflüsse (Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Sickerwasser) sowie der landwirtschaftlichen Ernteerträge zur Verfügung.

Die flächige Überprüfung erfolgt in Kapitel 4 mit SWIM-live und anhand des in Kapitel 5 präsentierten Anwendungsfalls bei dem Hochwasserereignis

im Juni 2013. Hierfür werden täglich gemessene Abflüsse an wichtigen Abflusspegeln (Saale, Havel, Elbe oberhalb des Gebietsauslasses in den tidebeeinflussten Bereich) und Ertragsstatistiken auf Landkreisebene herangezogen.

Die Ausweitung zu einer zyklischen Durchführung wird mit dem entwickelten Modellsystem initiiert, das eine unmittelbare Betrachtung und Beurteilung simulierter Daten ermöglicht. Darüber hinaus wird ein erster Schritt in Richtung nahtloser Vorhersage auf der Ebene der hydrologischen Modellierung gemacht. Dafür wurde das „live“-System in einen Vorhersagemodus überführt. Dabei erstreckt sich die Zeitskala von der Vorhersage für eine Woche, über die saisonale Vorhersage bis zu den in Kapitel 2 dargestellten Projektionen für die Mitte des Jahrhunderts (Ergebnisse der beiden erstgenannten Anwendungsgebiete sind nicht Gegenstand dieser Dissertation).

1.4 Das Elbeeinzugsgebiet

Das Elbeeinzugsgebiet ist mit 148 268 km² nach Donau, Weichsel und Rhein das viertgrößte Flusseinzugsgebiet Mitteleuropas. Etwa 66 % (96 932 km²) des Einzugsgebiets liegen in Deutschland, 34 % (50 176 km²) in der Tschechischen Republik und kleine Teile in Polen und Österreich (ATV-DVWK 2000). Von der Quelle im Riesengebirge bis zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven hat die Elbe eine Länge von 1 094 km, davon befinden sich 723 km in Deutschland (IKSE 2005). Von den ungefähr 25 Millionen Menschen im Einzugsgebiet leben 76 % in Deutschland, was einem Anteil von 22 % der Gesamtbevölkerung des Landes entspricht. In der Tschechischen Republik leben 58 % der Gesamtbevölkerung im Einzugsgebiet der Elbe (IKSE 2005).

Der größte Nebenfluss der Elbe ist die Vltava (Moldau) mit einem Einzugsgebiet von 28 090 km². Darauf folgen, in der Reihenfolge ihrer Einmündung in die Elbe, die Ohře (Eger, 5 614 km²), Schwarze Elster (5 705 km²), Mulde (7 400 km²), Saale (24 079 km²) und Havel (23 858 km²).

1.4.1 Klima

Das Einzugsgebiet der Elbe gehört zur gemäßigten Klimazone und liegt im Übergangsbereich von maritim zu kontinental geprägtem Klima (IKSE 2005). Der kontinentale Einfluss spiegelt sich in verhältnismäßig geringen Niederschlagshöhen und großen Temperaturunterschieden zwischen Winter und Sommer wider. Das trifft für den größten Teil des Elbeeinzugsgebiets zu, wobei mit ansteigender Geländehöhe in den Mittelgebirgen die Niederschlagshöhen zunehmen (IKSE 2005). Der Bereich der unteren Elbe ist durch einen ausgeglicheneren Temperaturverlauf und für das Tiefland relativ große Niederschlagshöhen gekennzeichnet. Die Jahresmitteltemperatur und die mittleren Jahresniederschläge (8,6 °C, 781 mm) sind hier höher als im mittleren und oberen Einzugsgebiet (8,6 bzw. 7,5 °C, 616 bzw. 667 mm, Gerstengarbe et al. 2011a, Abb. 1.2 und 1.3). Die Temperaturdifferenz

zwischen dem wärmsten und dem kältesten Monat steigt vom unteren (16,2 °C) über das mittlere (18,0 °C) bis zum oberen Elbeeinzugsgebiet (19,1 °C) kontinuierlich an. Die niedrigsten Monatstemperaturen im Winter treten im oberen Elbeeinzugsgebiet auf. Im mittleren und oberen Elbeeinzugsgebiet werden die höchsten monatlichen Sommertemperaturen erreicht (Gerstengarbe et al. 2011a).

1.4.2 Topografie

Etwa die Hälfte des Elbeeinzugsgebiets weist Landhöhen von maximal 200 m auf (Abb. 1.4). Diese werden dem Flachland zugeordnet und umfassen fast den gesamten nördlichen Teil des Einzugsgebiets (Koch 2011).

Ein Drittel des Elbeeinzugsgebiets mit Höhen von 200 bis 500 m wird dem Hügelland zugerechnet (IKSE 2005). Hierzu zählen u. a. das Böhmisches Becken sowie die nördlichen Vorländer von Erzgebirge und Thüringer Wald.

Außerdem befinden sich im Elbeeinzugsgebiet mehrere Mittelgebirgszüge mit Höhen von mehr als 500 m (Abb. 1.4). Mit Ausnahme des Erzgebirges stellen sie im südlichen Teil die Wasserscheiden zu den angrenzenden Einzugsgebieten dar (Koch 2011). Beispielsweise bildet der Böhmerwald die Grenze zum Einzugsgebiet der Donau, das Riesengebirge die Grenze zum Einzugsgebiet der Oder. Eine wichtige Nebenwasserscheide innerhalb des Einzugsgebiets ist das Erzgebirge. Es begrenzt das Böhmisches Becken im Norden und bildet die südliche Wasserscheide des Einzugsgebiets der Mulde (Koch 2011).

Nur ein sehr geringer Teil des Einzugsgebiets weist Höhen mit mehr als 1 000 m auf (Koch 2011). Diese Erhebungen befinden sich u. a. im Riesengebirge (Schneekoppe, tschechisch: Sněžka, 1 602 m ü. NN), Böhmerwald (Plöckenstein, tschechisch: Plechý, 1 378 m ü. NN), Harz (Brocken, 1 142 m ü. NN) oder Fichtelgebirge (Schneeberg, 1 053 m ü. NN).

Die Mittelgebirgszüge und deren Hochlagen sind wegen der dortigen vergleichsweise hohen Niederschläge und der Schneeakkumulation im Winter wichtige Abflussbildner bzw. Wasserspeicher. Von den großen Teileinzugsgebieten haben Schwarze Elster und Havel keinen Anteil an den Mittelgebirgszügen. Dementsprechend sind die Abflussspenden dieser Gebiete deutlich geringer, und Perioden mit geringen Niederschlägen wirken sich hier schon relativ kurzfristig auf das Abflussgeschehen aus (Koch 2011).

1.4.3 Böden

Die Bodenart bestimmt wesentlich die hydrologischen Eigenschaften des Bodens und damit auch die Abflussbildung. Sandböden haben eine geringe Wasserspeicherfähigkeit. Das führt üblicherweise zu einer raschen Grundwasserneubildung bzw. einem hohen Direktabfluss, verbunden mit geringen Verdunstungsverlusten. Dagegen ist die Wasserspeicherfähigkeit von Schluffböden sehr hoch. Sie besitzen daher in Hinblick auf die Abflussbildung ein großes Retentionsvermögen.

Im nordöstlichen Teil des Einzugsgebiets einschließlich der Niederlausitz



Quelle: Wechsung et al. 2011b

Abbildung 1.2

Jahresmittel der Lufttemperatur im Elbeeinzugsgebiet für den Beobachtungszeitraum 1951–2003.



Quelle: Wechsung et al. 2011b

Abbildung 1.3

Mittel der Jahressumme des Niederschlags im Elbeinzugsgebiet für den Beobachtungszeitraum 1951–2003.

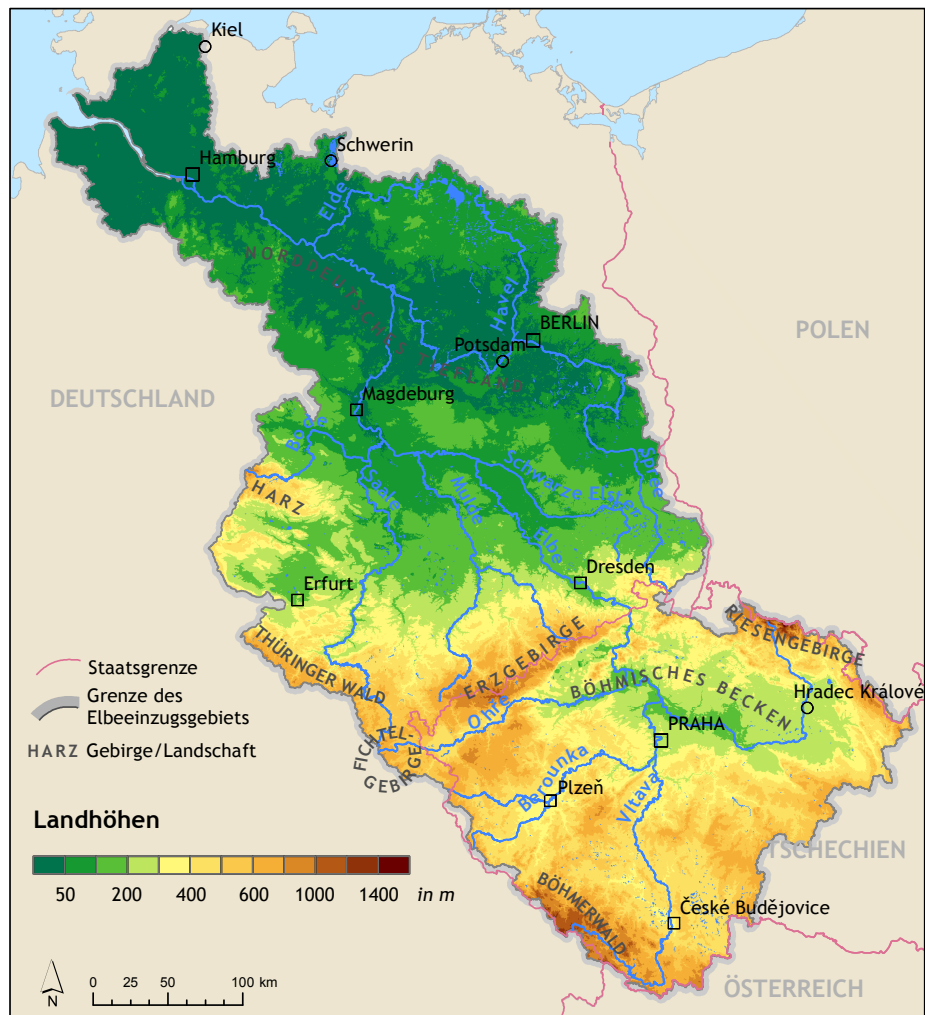


Abbildung 1.4

Topographische Übersicht des Elbeinzugsgebiets. Die Grundlage sind SRTM-3 Daten in einer räumlichen Auflösung von 3 arcsec.

und der Altmark ist die dominierende Bodenart tief- bis mittelgründiger eiszeitlicher Sand (Abb. 1.5). Auf diesem haben sich in den Feuchtgebieten der Niederungen an vielen Stellen Moor- und Anmoorböden gebildet (Conradt & Rachimow 2011). Sandböden finden sich ferner entlang der Gebirgskämme, jedoch sind die hier typischerweise lehmigen Sande, die unmittelbar der Gesteinsverwitterung entstammen, stark von Grus und Steinen durchsetzt (Conradt & Rachimow 2011).



Abbildung 1.5

Bodenarten im Elbeinzugsgebiet, abgeleitet aus der Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) und einer tschechischen Bodenkarte (in Anlehnung an Conradt & Rachimow 2011).

Südlich an die Sande glazialen und fluvioglazialen Ursprungs schließt sich ein breiter Streifen mit Schluffböden aus Löss an. Dieser zieht sich von der Magdeburger Börde über die Leipziger Tieflandbucht nach Südosten und setzt sich nach einer Unterbrechung durch das Erzgebirge in der Tschechischen Elbeniederung fort.

Der Süden des Elbeeinzugsgebiets wird von bisweilen steinigem Lehmböden bestimmt, die aus der Verwitterung der örtlichen Gesteine entstanden (Conradt & Rachimow 2011). Wo Kalkgestein den Untergrund bildet, wie im Umkreis des Thüringer Beckens (Muschelkalk) oder vereinzelt im Norden Tschechiens (Kreide), sind als Verwitterungsprodukt Tonböden zu finden (Conradt & Rachimow 2011).

Entlang der Flüsse bestehen die Böden aus fluviatilen Sedimenten – zu meist lehmige Sande, die innerhalb der Flussauen von Auenlehm überdeckt sind (Conradt & Rachimow 2011).

1.4.4 Landnutzung

Der Einfluss der Landnutzung auf die Abflussbildung erstreckt sich im Wesentlichen auf drei Bereiche (Niehoff 2001):

- Bedeckung der Oberfläche und deren Einfluss auf die oberirdische Speicherung von Wasser durch Interzeption, Streuspeicherung und Benetzung der Bodenoberfläche
- Beschaffenheit der Bodenoberfläche und deren Einfluss auf die Infiltration
- Bodeneigenschaften und deren Einfluss auf Infiltration und Bodenwasserbewegung

So wird z. B. Wald eine abflussdämpfende Wirkung zugesprochen, da sowohl die Interzeption und die Evapotranspiration als auch die Infiltrationskapazität der Waldböden gegenüber anderen Nutzungen höher ist. Dagegen führt der hohe Versiegelungsgrad von Siedlungsflächen u. a. zu einer Vergrößerung der Hochwasserfülle aufgrund der geringen Speicherkapazität versiegelter Oberflächen (Niehoff 2001).

Etwa die Hälfte der Fläche des Elbeeinzugsgebiets wird landwirtschaftlich genutzt (Conradt et al. 2011). Ein knappes Drittel entfällt auf Wald in seinen unterschiedlichen Ausprägungen (Abb. 1.6). Gut 5 % waren im Bezugsjahr (2000) Siedlungsflächen (Conradt et al. 2011).

Forst- und Landwirtschaft sind im gesamten Elbeeinzugsgebiet in engem Wechsel verteilt. Es gibt jedoch eine Dominanz von Ackerflächen in den Regionen mit Lössböden, die besonders ertragreiche Standorte darstellen (Conradt et al. 2011). Die Höhenlagen hingegen sind weitestgehend bewaldet. An den wärmeren Südhängen der Mittelgebirge und im Böhmischem Becken handelt es sich dabei vorwiegend um Laubwälder. Auf den nährstoff- und ertragsarmen Böden im Nordosten des Gebiets, wo die Forstwirtschaft ebenfalls eine große Rolle spielt, bestehen die Wälder vor allem aus Kiefern (*Pinus sylvestris*), einer Baumart, die nur geringe Ansprüche an den Boden stellt (Conradt et al. 2011).

Die Siedlungsflächen konzentrieren sich auf die großen Städte, die in der Karte klar auszumachen sind (Conradt et al. 2011, Abb. 1.6).

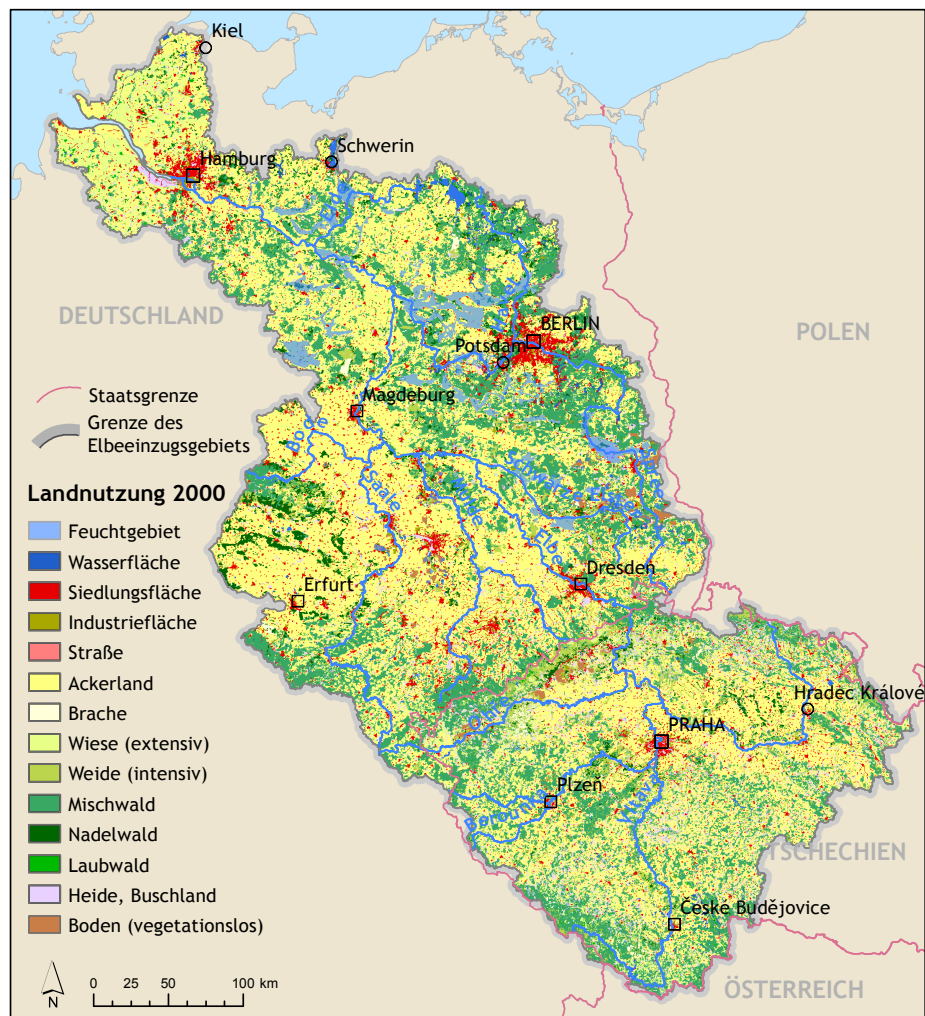


Abbildung 1.6

Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. Die Reklassifizierung für SWIM erfolgte auf Grundlage der CORINE Land Cover (CLC2000). Für die hydrologische Modellierung wurde eine gesonderte Karte der Feuchtgebiete verwendet, die hier mit abgebildet sind (bewaldete und unbewaldete Feuchtgebiete sind in der Darstellung zusammengefasst).

Für eine ausführliche Beschreibung des Elbegebiets sei auf den Elbe-Atlas (Wechsung et al. 2011b) verwiesen, der im Rahmen des GLOWA-Elbe Projektes publiziert wurde. Darin werden nicht nur die natur- und sozial-räumlichen Gegebenheiten des Einzugsgebiets dargestellt, sondern auch die Szenarienergebnisse des Projektes in Karten visualisiert.

Neben der Karte der Teileinzugsgebiete bilden die drei in diesem Kapitel abgebildeten Karten (Abb. 1.4, 1.5 und 1.6) die Grundlage für den Modell-aufbau von SWIM. Tabelle 4.1 in Kapitel 4.2.2 gibt einen Überblick über die darüber hinaus bei der ökohydrologischen Modellierung verwendeten Daten, in Kapitel 4.2.1 werden die Modellgleichungen dargestellt, mit denen die wichtigsten Prozesse in SWIM beschrieben werden.

1.5 Der Modellverbund

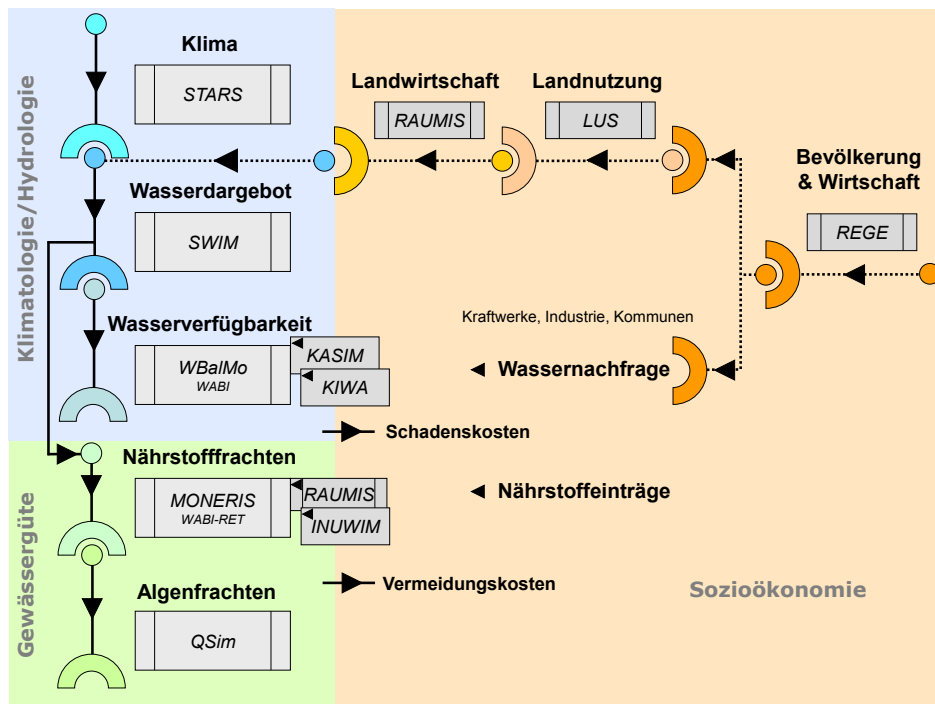
Der für die Analysen in dieser Dissertation verwendete Modellverbund ist in Abbildung 1.7 dargestellt. Dieser wurde im GLOWA-Elbe Projekt entwickelt und in ein Entscheidungsunterstützungssystem, die EET, überführt. Dieser Ansatz verknüpfte Methoden und Ergebnisse verschiedener Wissenschaftsdisziplinen und schuf die Grundlage für eine umfassende Szenarienanalyse. SWIM nimmt im Modellverbund eine zentrale Rolle ein, da dessen Ergebnisse fast alle nachfolgenden Modelle und somit die Szenarienwirkungen beeinflussen. Bei der in Kapitel 4 und 5 verwendeten Version von SWIM handelt es sich um eine Weiterentwicklung der EET-Version. Alle weiteren Analysen wurden mit den entsprechenden Modellen in ihrer ursprünglichen EET-Version durchgeführt.

Die Modelle, die in die EET integriert sind, stammen aus den Bereichen der Klimatologie/Hydrologie (STARS, SWIM/beide Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, WBalMo/DHI-WASY GmbH), Gewässergüte (MONERIS/Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, QSim/Bundesanstalt für Gewässerkunde) und Sozioökonomie (REGE/Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Land Use Scanner/TU Berlin, RAUMIS/Universität Bonn und Thünen Institut, KIWA/TU Berlin, KASIM/Forschungszentrum Jülich, INUWIM/Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung).

Die Szenarienwirkungen wurden im Projekt GLOWA-Elbe mit Hilfe des Modellverbundes quantifiziert. Ausgangspunkt waren dabei die Klimaszenarien des statistischen Szenariengenerators STARS. Das ökohydrologische Modell SWIM simuliert auf Grundlage der Klimaszenarien das quasi-natürliche Wasserdargebot im Einzugsgebiet. „Quasi-natürlich“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass es sich um nicht bewirtschaftete Abflüsse bei rezenter Landnutzung handelt. Die mit SWIM simulierten Abflüsse stellen das Wasserdargebot dar, das WBalMo für die Bilanzierung mit dem Wasserbedarf von Kraftwerken, Industrie und Landwirtschaft nutzt.

Der Abfluss ist außerdem die Leitgröße für die Nährstoffeinträge und -frachten, die mit dem Modell MONERIS simuliert werden.

Mit der EET können neben den Klimaszenarien auch sozioökonomische



Quelle: Wechsung et al. 2011b

Abbildung 1.7
GLOWA-Elbe Modellverbund.

Szenarien simuliert werden. Die Projektionen für die wirtschaftliche und demographische Entwicklung (simuliert mit dem Modell REGE) beinhalten Konsequenzen für die Landnutzung (simuliert mit dem Modell LUS) und der Nährstoffüberschüsse in der Landwirtschaft (simuliert mit dem Modell RAUMIS) und beeinflussen somit u. a. die Nährstoffeinträge. Für den kurzfristigen Zeithorizont haben diese Änderungen einen größeren Einfluss auf die Entwicklung der Einträge als der Klimawandel, dessen Wirkung sich erst ab Mitte des Jahrhunderts voll ausprägt. Um ausschließlich den Effekt des Klimawandels bis zur Jahrhundertmitte simulieren und bewerten zu können, wurden die Landnutzungs- und Landwirtschaftsszenarien bei den Analysen in Kapitel 2 und 3 nicht berücksichtigt.

Der Austausch der STARS- mit den ISI-MIP-Szenarien in der EET und die Konsequenzen für den Wasserhaushalt werden in Kapitel 2 beschrieben. Der Modellkette folgend, werden die Nährstoffeinträge und -frachten auf Grundlage der aktualisierten Abflusszenarien neu berechnet. Diese Ergebnisse werden in Kapitel 3 präsentiert.

1.6 Wissenschaftliche Artikel und Manuskripte

Alle Artikel der vorliegenden Dissertation mit dem Titel „Methoden zur Dynamisierung von Klimafolgenanalysen im Elbegebiet – Aktualisierung von Szenarienstudien zu den Auswirkungen des Klimawandels und fortlaufende Überprüfung ökohydrologischer Modellergebnisse“ wurden, soweit unten nicht anders angegeben, von mir selbst federführend verfasst. Ich habe alle Abbildungen und Tabellen der Artikel, von denen ich der Erstautor bin, selbständig erstellt sowie alle Simulationen und Berechnungen unter Nutzung der Computerausstattung des Potsdam Instituts für Klimafolgenforschung selbst durchgeführt.

Kapitel 2, Seite 21:

Originaltitel: *Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet*

Koautor: Frank Wechsung¹

2015 veröffentlicht in *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*: 59. Jahrgang, Heft 3, Seiten 109–119. doi:10.5675/HyWa.2015,3_3

Dr. Frank Wechsung hat für diesen Artikel wichtige Anregungen u. a. zu den Auswertemethoden gegeben sowie bei der Texterstellung und zusammen mit Dr. habil. Eva Nora Müller bei der Überarbeitung des Entwurfs geholfen.

Kapitel 3, Seite 42:

Originaltitel: *Effekte des Klimawandels und von Reduktionsmaßnahmen auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet bis zur Jahrhundertmitte*

Koautoren: Markus Venohr³, Eva Nora Müller² und Frank Wechsung¹

Der Artikel wird im Juni 2016 veröffentlicht in *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*: 60. Jahrgang, Heft 3, Seiten 196–212.

doi:10.5675/HyWa.2016,3_3

Für diesen Artikel haben Dr. Frank Wechsung und Dr. habil. Eva Nora Müller wichtige Anregungen gegeben und bei der Überarbeitung des Textentwurfs geholfen. Dr. Markus Venohr hat die MONERIS-Modellversion aufgebaut, die Darstellung der hydrologischen und klimatischen Änderungen angeregt und ebenfalls bei der Überarbeitung des Textentwurfs geholfen.

Kapitel 4, Seite 69:

Originaltitel: *SWIM-live 1.0 – Tagesaktuelle Simulation des Wasserhaushalts und der landwirtschaftlichen Pflanzenentwicklung im Elbegebiet*

Koautoren: Pia Gottschalk¹, Tobias Conradt¹, Claus Rachimow¹ und Frank Wechsung¹

2013 veröffentlicht in *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*: 57. Jahrgang, Heft 5, Seiten 225–240. doi:10.5675/HyWa.2013,5_3

Die für diesen Artikel verwendete Modellversion wurde von Dr. Tobias Conradt aufgebaut und von Claus Rachimow und mir nach einer Idee von Dr. Frank Wechsung weiterentwickelt. Dr. Pia Gottschalk und Dr. Frank Wechsung haben insbesondere bei der Pflanzen- und Ertragsmodellierung wichtige Denkanstöße gegeben. Darüber hinaus haben sie die Überarbeitung des Textentwurfs unterstützt.

Kapitel 5, Seite 100:

Originaltitel: *Vergleich der Extremhochwässer 2002 und 2013 im deutschen Teil des Elbegebiets und deren Abflusssimulation durch SWIM-live*

Koautoren: Tobias Conradt¹, Kai Schröter⁴, Florian Elmer⁴, Peter Hoffmann¹, Hagen Koch¹, Fred F. Hattermann¹ und Frank Wechsung¹

2013 veröffentlicht in *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*: 57. Jahrgang, Heft 5, Seiten 241–245. doi:10.5675/HyWa.2013,5_4

Dr. Tobias Conradt hat diesen Artikel federführend verfasst, die Datenanalysen zu den Extremhochwässern durchgeführt sowie die Abbildungen 5.1 und 5.4 auf den Seiten 102 und 106 erstellt. Dr. Kai Schröter und Dr. Florian Elmer haben die Abbildungen 5.2 und 5.3 auf den Seiten 104 und 105 erstellt. Alle Koautoren haben beim Verfassen des Manuskripts geholfen.

¹ Potsdam Institut für Klimafolgenforschung

² Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften

³ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

⁴ Center for Disaster Management and Risk Reduction Technology/
Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum

Kapitel 2

Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet

Reassessing the climate impact on the water balance of the Elbe River basin

Michael Roers & Frank Wechsung

ABSTRACT Die Elbe und ihr Einzugsgebiet sind vom Klimawandel betroffen. Eine Quantifizierung der zukünftigen Änderungen des Wasserhaushalts im Elbegebiet erfolgte im GLOWA-Elbe Projekt anhand von Modellstudien, die auf den Szenarien des statistischen Klimamodells STARS basierten. Zusammen mit dem ökohydrologischen Modell SWIM und anderen Modellen aus unterschiedlichen Sektoren bildete STARS einen Modellverbund, der in ein Entscheidungsunterstützungssystem integriert wurde. Dieses Werkzeug ermöglicht eine Wiederholung der Modellstudien mit veränderten Eingangsdaten für einzelne oder mehrere Modelle des Verbundes. In dieser Untersuchung werden die Klimaszenarien von STARS durch die Szenarien eines Modellensembles von fünf Erdsystemmodellen aus dem „Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project“ (ISI-MIP) ersetzt. Gegenüber dem statistischen Ansatz von STARS, der an das beobachtete Klima der Vergangenheit gebunden ist und die Niederschlagsentwicklung an den Temperaturtrend koppelt, hat die Verwendung von bias-korrigierten Simulationen der Erdsystemmodelle den Vorteil, Klimaänderungen als „freie“ Projektionen zu repräsentieren. D. h. die ISI-MIP-Szenarien stellen einen physikalischen Ansatz dar, mit dem die physikalischen Prozesse der Atmosphäre, Biosphäre und der Ozeane sowie deren Interaktion, unter Berücksichtigung sich verändernder Randbedingungen (Zunahme der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre) simuliert werden. Unter Nutzung der beiden Klimaszenarien (STARS, ISI-MIP) simuliert SWIM den Gesamtabfluss im Einzugsgebiet und die Abflüsse an den Pegeln entlang des Elbelängsschnitts bis Mitte des Jahrhunderts. Das Änderungssignal beider Größen ist sowohl beim STARS 2K-Szenario als auch bei den ISI-MIP-Szenarien negativ, jedoch unterscheiden sich die relativen Änderungen. Die Rückgänge des mittleren jährlichen Gesamtabflusses und der monat-

lichen Abflüsse an den Pegeln bis Mitte des Jahrhunderts betragen für das STARS-Szenario ca. 30 %. Die Rückgänge bei den aktualisierten, auf ISI-MIP-Szenarien basierenden Modellstudien liegen hingegen nur bei ca. 10 %. Hauptursachen für diese Divergenz sind die Unterschiede in den Niederschlagsprojektionen sowie die Unterschiede in der jahreszeitlichen Verteilung der Erwärmung. Im STARS-Szenario gehen methodisch bedingt die Niederschläge zurück und der Winter erwärmt sich stärker als der Sommer. In den ISI-MIP-Szenarien bleiben die Niederschläge nahezu stabil und die Erwärmung im Sommer und Winter unterscheidet sich nur geringfügig. Aufgrund der methodisch fehlerhaften Grundprinzipien des STARS-Modells werden die ISI-MIP-basierten Projektionen als plausibler eingestuft.

SCHLAGWÖRTER Klimawandel, Quantifizierung der Änderungen, Abfluss, Wasserhaushalt Elbe, STARS, SWIM

ABSTRACT The Elbe River basin is affected by climate change. A quantification of the future changes in the water balance of the basin was conducted in the project GLOWA-Elbe by means of modelling studies that were based on the scenarios of the statistical climate model STARS. Together with the ecohydrological model SWIM and other models from different sectors, STARS formed a model network that was integrated into a decision support system. This tool enables a repetition of the modelling studies with modified input data of one or more models of the network. In this study, we substitute the STARS climate scenarios with the scenarios of a model ensemble of five Earth system models from the “Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project” (ISI-MIP). Compared to the statistical approach of STARS, which is bound to climate observations and which connects the change in precipitation to the temperature trend, the application of bias-corrected simulations of the Earth system models has the advantage to represent climate change as “free” projections. This means the ISI-MIP scenarios describe a physical approach to simulate the physical processes of the atmosphere, the biosphere and the oceans including their interaction while taking changing boundary conditions into account (increase in atmospheric CO₂ concentration). Using the two climate scenarios (STARS, ISI-MIP), SWIM simulates the river-basin discharge and the monthly streamflow at the gauges along the vertical section of the Elbe until the middle of the century. The two parameters decrease, both using the STARS scenario and the ISI-MIP scenarios, but the magnitude of the decrease differs between the scenarios. The decrease of the mean annual discharge and the monthly streamflow until the middle of the century is approx. 30 % for the STARS scenario. However, the decrease modelled using the ISI-MIP scenarios is only 10 %. The main reasons for this divergence are the differences in the precipitation projections and in the seasonal distribution of the warming. In the STARS scenario the annual precipitation decreases and the warming is stronger during winter than during summer due to the methodological principles applied. In the ISI-MIP scenarios, the annual precipitation remains stable and the warming difference between

winter and summer is minor. Due to the principally flawed methodological basis of the STARS model, the ISI-MIP based scenarios are regarded as more plausible.

KEYWORDS Climate change, quantification of the future changes, streamflow, water balance Elbe, STARS, SWIM

2.1 Einleitung

Mit den Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von Flusseinzugsgebieten beschäftigen sich regionale hydrologische Impaktanalysen. Im Projekt GLOWA-Elbe erfolgte dies für das Elbegebiet anhand einer Szenarienanalyse, der ein Modellverbund zugrunde lag (Conradt et al. 2012a, Wechsung et al. 2013). Das statistische Klimamodell STARS, kombiniert mit dem ökohydrologischen Modell SWIM, bildete dabei die Komponente des Modellverbundes zur Simulation des natürlichen Wasserdargebots in der Szenarienzukunft.

Wechsung & Wechsung (2014) haben die Projektionsgüte des Modells STARS grundsätzlich in Frage gestellt. STARS wandelt demnach auf der Basis von Jahren und 12-Tages-Witterungsblöcken interannuelle Gradienten zwischen kühleren und wärmeren Jahren ungerechtfertigterweise in einen Klimagradienten um. Der Temperaturanstieg, der dem Modell vorgegeben wird, impliziert generell eine Zunahme der Globalstrahlung und Abnahme des Niederschlags im Sommer bzw. eine Abnahme der Globalstrahlung und eine Zunahme des Niederschlags im Winter. Die STARS-Projektionen für Deutschland sind nach Wechsung & Wechsung (2014) durch eine Zunahme der jährlichen Globalstrahlung und eine Abnahme des Jahresniederschlags charakterisiert, da die Änderungen im Sommerhalbjahr die Änderungen im Winterhalbjahr überwiegen. Die STARS-Szenarien für Deutschland zeigen darüber hinaus höhere Temperaturen im Winter. Die Temperaturvariabilität ist im Winter besonders groß, und STARS nutzt diese besondere Variabilität, um Anstiege in der Jahresdurchschnittstemperatur im Prozess des Resampling zu realisieren (Wechsung & Wechsung 2014).

Krahe et al. (2009) vergleichen die STARS-Simulationen für das Main-Einzugsgebiet mit den dynamischen Regionalisierungsverfahren REMO und CLM. Sie stellen deutliche Abweichungen zwischen den Ergebnissen in den Sommermonaten Juni, Juli, August und den Wintermonaten Oktober, November, Dezember fest. Besonders für die Simulation extremer Hochwasserereignisse in Szenarielläufen sind nach Schmidt et al. (2009) und Bronstert et al. (2007) statistische Modelle wie STARS nicht geeignet. Bereits die Niederschlagsextrema des rezenten Klimas werden durch Reanalysen nur unzureichend wiedergeben. Nach Schmidt et al. (2009) zeigen die STARS-Simulationen im Elbeeinzugsgebiet eine Verminderung der Hochwasserscheitelabflüsse an den Pegeln des Elbelängsschnittes und führen damit zu gegensätzlichen Aussagen im Vergleich zu REMO, das eine Erhöhung projiziert.

Die Entwicklung der Abflüsse, die unter Nutzung der STARS-Klimadaten mit SWIM für das Elbegebiet simuliert wurden, wird durch die fehlerhaften methodischen Grundlagen von STARS auf fragwürdige Weise determiniert. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, inwieweit eine Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet notwendig ist. Grundsätzlich wäre denkbar, dass die mit STARS generierten Szenarien trotz ihrer fehlerhaften Begründung tendenziell nicht gravierend von den Änderungsrichtungen abweichen, die globale und regionale Zirkulationsmodelle für Deutschland mit zunehmender Erwärmung simulieren. Die von Schwarzak et al. (2015) ausgewerteten Ensemblerechnungen zeigen die prinzipielle Berechtigung dieser Frage. Die von den Autoren gefundene Tendenz von häufigeren Trockenperioden im Sommer und einer Zunahme der Feuchtigkeit im Winter stimmt zumindest tendenziell mit den in den STARS-Szenarien postulierten Änderungsrichtungen überein.

Eine Einordnung der mit SWIM unter der Nutzung des STARS 2K-Szenario simulierten Ergebnisse für den Wasserhaushalt im Elbegebiet erfolgt in der vorliegenden Untersuchung. Hierfür werden die jüngsten Szenarien des „Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project“ (ISI-MIP) zu einem Vergleich herangezogen. Bei dem ISI-MIP-Modellensemble handelt es sich um eine Auswahl von fünf Erdsystemmodellen (ESM, GFDL-ESM2M, HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, NorESM1-M) aus der „Coupled Model Intercomparison Project Phase 5“ (CMIP5), die die Bandbreite der globalen Temperatur- und Niederschlagsänderung so gut wie möglich abbilden (van Vuuren et al. 2011, Warszawski et al. 2013).

Mit der Gegenüberstellung der Abflussfolgen der beiden Szenarien (STARS, ISI-MIP) für ein zukünftiges Klima wird ein praktisch relevantes Kriterium genutzt, um die Unterschiede zwischen den Szenarien summarisch zu kennzeichnen.

Ziel dieser Untersuchung ist, die Effekte der beiden Szenarien auf den Wasserhaushalt aufzuzeigen sowie systematisch zu vergleichen und daraus eine Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet abzuleiten. Hierfür werden der Gesamtabfluss im Elbeinzugsgebiet (EZG) und die Abflüsse an den Pegeln entlang des Elbelängsschnitts mit SWIM für das STARS-Szenario von 2004 bis 2053 und für die ISI-MIP-Szenarien von 2010 bis 2066 simuliert. Die Änderungen der monatlichen Mittelwerte der Temperatur, der Niederschläge und des Gesamtabflusses bzw. des Abflusskoeffizienten zwischen der ersten und letzten Dekade des jeweiligen Simulationszeitraums werden sowohl in ihrem Jahresgang als auch saisonal aggregiert in ihrer räumlichen Verteilung dargestellt. Der Vergleich der Szenarien bezieht sich zum einen auf die Unterschiede in der monatlichen Temperatur- bzw. Niederschlagsänderung und in den Mustern der räumlichen Verteilung der saisonalen Änderung der Temperatur bzw. des Niederschlags. Zum anderen erfolgt eine Charakterisierung der Unterschiede in den Auswirkungen der Szenarien auf den Wasserhaushalt durch den Vergleich der Änderung des monatlichen Abflusskoeffizienten und der räumlichen Verteilung der saisonalen Änderung des Gesamtab-

flusses sowie durch den Vergleich der Änderung ausgewählter Bereiche der statistischen Verteilung der monatlichen Abflüsse an den Pegeln entlang des Elbelängsschnitts. Darüber hinaus wird die Streuung der monatlichen Mittelwerte der Temperatur, des Niederschlags und des Abflusskoeffizienten dargestellt und für die letzte Dekade des jeweiligen Simulationszeitraums verglichen und damit eine Abschätzung der Unsicherheiten in den Szenarien vorgenommen.



Abbildung 2.1

Karte des Elbeinzugsgebiets, untergliedert in drei Teileinzugsgebiete. Die Auswertung der Ergebnisse richtet sich nach dieser Abgrenzung.

Map of the Elbe River basin, subdivided into three sub-basins. The analysis of the results complies with this delineation.

2.2 Methoden und Daten

2.2.1 Die Elbe-Expert-Toolbox

Die Szenarienanalyse im Projekt GLOWA-Elbe basierte auf einem Modellverbund, bestehend aus eigenständigen Modellen aus den Wissen-

schaftsdisziplinen Klimatologie/Hydrologie (STARS, SWIM/beide Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, WBalMo/DHI-WASY GmbH), Gewässergüte (MONERIS/Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, QSim/Bundesanstalt für Gewässerkunde) und Sozioökonomie (REGGE/Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Land Use Scanner/TU Berlin, RAUMIS/Universität Bonn und Thünen Institut, KIWA/TU Berlin, KASIM/Forschungszentrum Jülich, PRIMATE/Umweltforschungszentrum Leipzig), die funktional aufeinander abgestimmt wurden (Claussen et al. 2010). Dieser Modellverbund wurde in ein Instrument zur Entscheidungsunterstützung, die Elbe-Expert-Toolbox (EET), überführt (Kaden et al. 2010). Da es sich um ein offenes System handelt, können Simulationen sowohl mit einzelnen Modellen als auch mit der gesamten Modellkette durchgeführt sowie die Datengrundlagen der Modelle fortlaufend aktualisiert werden. Die Intention bei der Gestaltung einer offenen Systemstruktur war zudem, die Simulation neuer Klimaszenarien mit dem Modellverbund zu ermöglichen. Damit sollte sichergestellt werden, dass insbesondere die klimaabhängigen Simulationsergebnisse des Modellverbundes an Änderungen des Wissensstandes angepasst werden können.

In dieser Untersuchung werden die STARS-Szenarien durch die ISIMIP-Szenarien in der EET ersetzt. Dadurch ändert sich zunächst der Klimaantrieb von SWIM. Die mit SWIM simulierten Abflüsse stehen wiederum als Eingangsdaten für das Wasserbewirtschaftungs- und das Gewässergütemodell zur Verfügung. Eine Auswertung der bewirtschafteten Abflüsse sowie der Nährstoffeinträge und -frachten ist Gegenstand nachfolgender Veröffentlichungen.

2.2.2 Klimamodelle und -szenarien

STARS

STARS ist ein regionales statistisches Klimamodell, das mit Hilfe eines Resampling beobachteter Klimadaten ein zukünftiges Klima generiert (Orlowsky et al. 2008). Das STARS 2K-Szenario schreibt die Klimaentwicklung des EZG aus dem Beobachtungszeitraum 1951–2003 in die Zukunft fort. Der makroskalige Temperaturtrend wurde aus den Ergebnissen eines Simulationslaufs des Globalen Zirkulationsmodells ECHAM5/OM für das Emissionsszenario A1B der Szenariofamilie A1 aus dem „Special Report on Emissions Scenarios“ (SRES) des „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) ermittelt. Dieses Szenario beschreibt eine Entwicklung mit hohem Wirtschaftswachstum mit einer bis zur Mitte des Jahrhunderts zunehmenden und danach abnehmenden Weltbevölkerung und mit schnellem technologischem Wandel (Werner et al. 2013). Aus dem makroskaligen Temperaturtrend wird mit Hilfe eines statistischen Verfahrens auf Basis der Daten von 853 Klimastationen die Änderung der anderen Klimavariablen errechnet (Gerstengarbe et al. 2011b, Werner et al. 2013). Dem STARS 2K-Szenario liegt ein Temperaturanstieg von 2 K zwischen 2004 und 2055 zugrunde. Für die zweite Szenarienperiode (2044–2053)

wird im Vergleich zur ersten (2004–2013) ein Temperaturanstieg von im Mittel 1,6 K im EZG berechnet. Die Bandbreite möglicher zukünftiger Klimaentwicklungen für dieses Szenario wird durch die Generierung von 100 Realisierungen abgeschätzt. Gleichzeitig ist die Bandbreite auch ein Hinweis auf die Modellunsicherheit (Werner et al. 2013).

ISI-MIP

ISI-MIP ist ein 2012 initiiertes internationales Projekt, in dem Impaktmodelle aus unterschiedlichen Sektoren und für unterschiedliche Skalen zusammengeführt sowie deren Simulationsergebnisse in einem öffentlichen Datenarchiv gesammelt werden (Schellnhuber et al. 2014). Auf diese Weise sollen eine Bewertung der sektorspezifischen Auswirkungen des Klimawandels bei unterschiedlichen globalen Erwärmungsniveaus, Modellverbesserungen durch ein besseres Verständnis von Modellunstimmigkeiten sowie eine sektorübergreifende Integration von Impaktanalysen in einem Multimodell-Kontext erzielt werden (Schellnhuber et al. 2014).

Der ISI-MIP-Klimadatensatz deckt den Zeitraum 1960–2099 auf einem horizontalen Raster mit einer Auflösung von $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ ab. Die Daten sind Bias-korrigiert, um eine langfristige statistische Übereinstimmung mit den auf Beobachtungen basierenden WATCH-Daten für den Zeitraum 1960–1999 zu erzielen (Warszawski et al. 2013). Die Bias-Korrektur beschränkte sich auf eine Niveaueinpassung der Daten. Die projizierten absoluten Trends bei der Temperatur und die relativen Trends beim Niederschlag wurden beibehalten (Hempel et al. 2013). Die Szenarien des ISI-MIP-Ensembles liegen für vier RCP (Representative Concentration Pathways) vor. Diese sind zwar konsistent zu unterschiedlichen Szenarien der Bevölkerungsentwicklung, der Energie- und Nahrungsmittelproduktion und der Landnutzung, sie können jedoch auch losgelöst davon verwendet werden. Die Szenarien variieren als Ausgangsgröße den bis zum Jahr 2100 gegenüber dem vorindustriellen Wert zu erwartenden zusätzlichen Bilanzüberschuss der Nettostrahlung in einem Bereich zwischen 2,6 bis $8,5 \text{ W m}^{-2}$ (van Vuuren et al. 2011). Die Bilanzüberschüsse sind ursächlich mit Unterschieden in der atmosphärischen Konzentration des CO_2 verbunden.

Sowohl die Temperaturentwicklung als auch die Niederschlagsentwicklung unterscheiden sich bei den vier RCP bis Mitte des Jahrhunderts nur geringfügig. Hieraus ergibt sich die Möglichkeit, die vier Szenarien je Modell zu einem Ensemble von 20 Modellläufen zusammenzuführen. Um die Vergleichskohärenz mit dem STARS 2K-Szenario herzustellen, wurden für den Dekadenvergleich zwei Perioden gewählt, die dem Temperaturanstieg zwischen den STARS-Perioden 2004–2013 und 2044–2053 im Durchschnitt des Gesamtgebietes entsprechen (+1,6 K). Als Vergleichsperioden wurden die ISI-MIP-Dekaden 2010–2019 und 2057–2066 herangezogen.

Alle Klimadaten lagen auf Tagesbasis vor und wurden auf die Zentroide der SWIM-Teileinzugsgebiete interpoliert. Sie umfassen das Tagesmittel, -minimum und -maximum der Temperatur, den Niederschlag, die relative Luftfeuchtigkeit sowie die Globalstrahlung.

2.2.3 Ökohydrologisches Modell SWIM

SWIM (Soil and Water Integrated Model; Krysanova et al. 1998) basiert auf den Modellen SWAT (Arnold et al. 1993, 1998) und MATSALU (Krysanova et al. 1989). SWIM ist ein prozess-basiertes Modell, das die wichtigsten ökohydrologischen Prozesse wie Evapotranspiration, Pflanzenwachstum, Abflussbildung und Abfluss im Gerinne simuliert. Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Modellkomponenten geben Krysanova et al. (2000). SWIM gliedert das Gesamteinzugsgebiet in Teileinzugsgebiete und Hydrotope. Die Hydrotope sind Landschaftseinheiten, deren interne Variabilität in Bezug auf Landnutzung, Bodenprofil und Wasserdynamik vernachlässigt wird (Krysanova et al. 1998). Auf Ebene der Hydrotope werden sämtliche Wasserflüsse sowie die Wasserbilanz der Bodensäule berechnet, die in bis zu 10 Schichten untergliedert ist. Die lateralen Abflüsse aus den Hydrotopen werden auf der Ebene der Teileinzugsgebiete aggregiert und durch die Teileinzugsgebiete entsprechend ihrer Abfolge im gesamten Flussnetz weitergeleitet (Krysanova et al. 2000). Bei dem hier verwendeten Modell handelt es sich um die im GLOWA-Projekt von Conradt et al. (2007a, 2012a) entwickelte Version. Conradt et al. (2012a) und Roers et al. (2013) beschreiben den Modellaufbau und zeigen Kalibrierungs- sowie Validierungsergebnisse unterschiedlicher Modellanwendungen.

Eine Ausgabegröße von SWIM ist die reale Evapotranspiration, die in Abhängigkeit von Pflanzenwuchs, Bodenfeuchteprofil und weiteren Faktoren berechnet wird. Der Gesamtabfluss wird im Wesentlichen durch die reale Evapotranspiration und den Niederschlag sowie durch Änderungen in den Speichern bestimmt und ergibt sich aus der Wasserbilanzgleichung:

$$P = ET_a + q + \Delta S \quad (2.1)$$

mit:

P	Niederschlag in mm
ET_a	Reale Evapotranspiration in mm
q	Gesamtabfluss in mm
ΔS	Speicheränderung in mm

Bei der Betrachtung langjähriger Mittelwerte kann die Speicheränderung im Gebiet als vernachlässigbar klein angesehen werden (Dyck & Peschke 1989). Der Gesamtabfluss ist dann nach Gleichung 2.1 die Differenz aus Niederschlag und realer Evapotranspiration. Der in Abbildung 2.2 dargestellte Abflusskoeffizient α gibt das Verhältnis von Gesamtabfluss zu Niederschlag an.

$$\alpha = \frac{P - ET_a}{P} \quad (2.2)$$

Im hydrologischen Winterhalbjahr gelangt ein großer Anteil der Niederschläge zum Abfluss. Im Sommerhalbjahr, wenn die Verdunstung die Niederschläge übersteigt, wird der Gesamtabfluss und somit der Abflusskoeffizient negativ; es tritt Zehrung ein.

Neben dem Gesamtabfluss bzw. dem Abflusskoeffizienten werden die simulierten Abflüsse an den Pegeln entlang des Elbelängsschnitts ausgewertet. Der Abfluss an einem Flusspegel ist die integrierte Information über den Wasserhaushalt im Einzugsgebiet (Leibundgut & Kern 2003). Die Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt werden hier besonders deutlich und beinhalten Konsequenzen für die Nutzungsfunktion des Flusses u. a. als Transportweg (Entwicklung der Niedrigwasserabflüsse) sowie für die Abschätzung der Hochwassergefahr (Entwicklung der Hochwasserscheitelabflüsse).

Als Streuungsmaß der Monatsmittel der Temperatur, des Niederschlags und des Abflusskoeffizienten wird der Interquartilsabstand verwendet. Er bezeichnet die Differenz zwischen dem oberen (75 % Quantil) und dem unteren Quartil (25 % Quantil).

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Vergleich der Szenarien: Temperatur und Niederschlag

Vergleich der monatlichen Temperaturänderung

STARS projiziert Änderungen des Medians der Monatsmitteltemperatur zwischen erster und zweiter Szenarienperiode, die im Vergleich zum ISI-MIP-Ensemble eine größere Spannweite (Differenz zwischen dem größten und dem kleinsten Wert) aufweisen (Abb. 2.2, links). Beim STARS-Szenario ist der Unterschied zwischen größter (2,8 K im Januar) und kleinster (0,8 K im Oktober) Änderung des Medians der Monatsmitteltemperatur mit 2 K doppelt so groß wie bei den ISI-MIP-Szenarien, bei denen der Unterschied zwischen größter (2,1 K im Februar) und kleinster (1,1 K im Mai) Änderung des Medians der Monatsmitteltemperatur nur 1 K beträgt.

Vergleich der Streuung der Monatstemperaturen in der zweiten Szenarienperiode

In der zweiten Szenarienperiode weisen die mit STARS projizierten Monatsmitteltemperaturen relativ kleine Interquartilsabstände und damit auch eine geringe Streuung auf (Abb. 2.2, links oben). Der Interquartilsabstand beträgt im Mittel 0,7 K, mit einem Minimum im August von 0,5 K und einem Maximum von 1 K im Februar. Die Interquartilsabstände der zweiten Szenarienperiode sind bei den ISI-MIP-Szenarien insgesamt größer und unterliegen im Jahresgang einer größeren Schwankung (Abb. 2.2, links unten). Der Interquartilsabstand ist im Februar mit 2,3 K deutlich größer als in den restlichen Monaten (im Mittel 1,3 K).

Vergleich der räumlichen Verteilung der saisonalen Temperaturänderung

Die von STARS projizierte Änderung der Jahresmitteltemperatur ist im mittleren EZG (Abb. 2.1; Saale und Mulde-Elbe-Schwarze Elster) mit 1,7 K

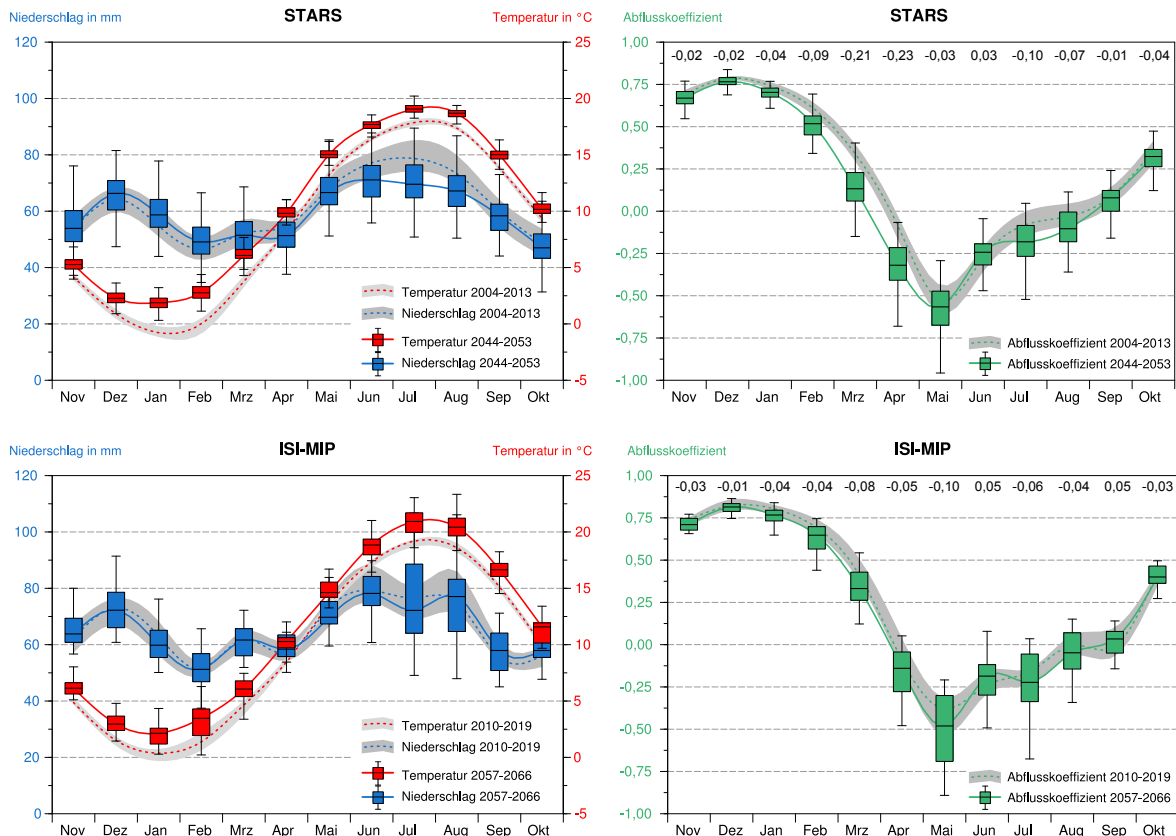
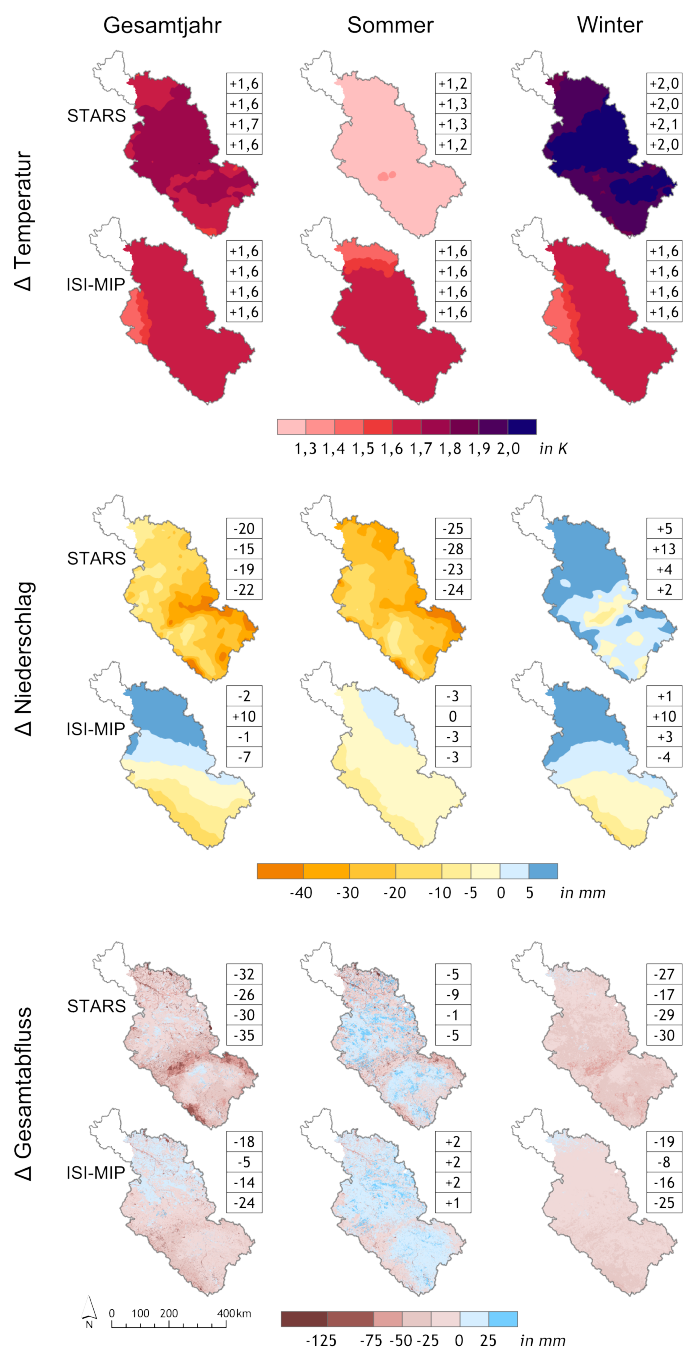


Abbildung 2.2

Projizierte Änderung der Monatsmittel der Temperatur und des Niederschlags (links) sowie des Abflusskoeffizienten (rechts) zwischen der ersten und der zweiten Szenarieneriode von STARS (oben) und ISI-MIP (unten). Mediane der ersten und zweiten Szenarieneriode als gestrichelte bzw. durchgezogene Linien. Die Breite der grauen Bänder und die Höhe der Boxen geben den Interquartilsabstand für die jeweilige Szenarieneriode an.

Projected change in mean monthly temperature and precipitation (left) and runoff coefficient (right) between the first and the second scenario period of STARS (top) and ISI-MIP (bottom). Medians of the first and the second scenario period as dashed and solid lines. The width of the grey bands and the boxes show the interquartile range of the first and the second scenario period.

**Abbildung 2.3**

Räumliche Verteilung der Änderung der Temperatur (erste und zweite Zeile), des Niederschlags (dritte und vierte Zeile) und des Gesamtabflusses (fünfte und sechste Zeile) zwischen erster und zweiter Szenarienperiode für die STARS- (jeweils obere Zeile) und die ISI-MIP-Projektionen (jeweils untere Zeile) im Gesamtjahr (linke Spalte), hydrologischen Sommerhalbjahr (mittlere Spalte) und im hydrologischen Winterhalbjahr (rechte Spalte). Die vier Zahlen geben jeweils die Mittelwerte für das Gesamteinzugsgebiet (erste Zahl), das untere (zweite Zahl), das mittlere (dritte Zahl) und das obere (vierte Zahl) Einzugsgebiet an.

Spatial distribution of change in temperature (first and second row), precipitation (third and fourth row) and discharge (fifth and sixth row) between the first and the second scenario period, each for the STARS (upper row) and the ISI-MIP projections (lower row) as annual means (left) and for summer (middle) and winter (right) season. The four numbers are the mean values for the complete catchment area (first number) and for the lower (second number), middle (third number) and upper (fourth number) catchment.

etwas größer als in den restlichen Teilen (mit Ausnahme des Böhmisches Beckens) und im Gebietsmittel (1,6 K; Abb. 2.3, erste Zeile). Die Unterschiede zwischen hydrologischem Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) und hydrologischem Winterhalbjahr (November bis April) sind, anders als bei den ISI-MIP-Szenarien, deutlich erkennbar (Abb. 2.3, erste und zweite Zeile). Beim STARS-Szenario nimmt die Temperatur im Sommerhalbjahr im gesamten EZG gleichförmig um 1,2 K zu, im Winterhalbjahr liegen die Zunahmen mit im Mittel 2,0 K deutlich über diesem Wert. Das mittlere EZG und das Böhmisches Becken weisen dann sogar Zunahmen von durchschnittlich 2,1 K auf. Bei den ISI-MIP-Szenarien beträgt die Änderung der Temperatur sowohl in allen Teilen des EZG als auch in beiden Jahreshälften 1,6 K. Sommer- und Winterhalbjahr unterscheiden sich lediglich in einem leichten Gradienten, den die räumliche Verteilung der Temperaturänderung aufweist (Abb. 2.3, zweite Zeile): Im Winterhalbjahr ist im westlichen Bereich des EZG, der den größten Teil des Saaleinzugsgebiets abdeckt, die Änderung mit 1,4–1,6 K geringer als im restlichen Teil des EZG (1,6–1,7 K). Das Sommerhalbjahr ist dagegen durch einen Nord-Süd Gradienten gekennzeichnet, der allerdings auch nur maximal 0,2 K beträgt. Im Gesamtjahr ist die räumliche Verteilung der Temperaturänderung mit einem erkennbaren Ost-West Gradienten fast identisch zum Winterhalbjahr.

Vergleich der monatlichen Niederschlagsänderung

STARS projiziert eine deutliche Abnahme des Medians der monatlichen Niederschläge in den Sommermonaten Juni (–6 mm), Juli (–9 mm) und August (–6 mm) (Abb. 2.2, oben links). In den Monaten November bis Februar werden geringe Zunahmen projiziert. Die Spannweite zwischen größter Abnahme (–9 mm im Juli) und größter Zunahme (+4 mm im Januar) des monatlichen Niederschlags beträgt 13 mm. Bei den ISI-MIP-Szenarien ist dagegen kein eindeutiges Änderungssignal des Niederschlags erkennbar (Abb. 2.2, unten links). Die Änderung des Medians der einzelnen Monate schwankt hier zwischen –4 mm (im Juli) und +3 mm (im September). Geringe Zunahmen (1 bis 3 mm) finden sich sowohl im Sommerhalbjahr (August, September und Oktober) als auch im Winterhalbjahr (April und November).

Vergleich der Streuung der Monatsniederschläge in der zweiten Szenarienperiode

Sowohl bei STARS- als auch beim ISI-MIP-Ensemble beträgt der Interquartilsabstand der monatlichen Niederschläge in der zweiten Szenarienperiode im Mittel ca. 10 mm. Beim STARS-Szenario ist die Differenz zwischen dem kleinsten Interquartilsabstand (8 mm im April) und dem größten (12 mm im Juli) im Vergleich zu den ISI-MIP-Szenarien jedoch gering. Bei diesen ist in den Sommermonaten Juli und August der zweiten Simulationsperiode der Interquartilsabstand mit durchschnittlich 21 mm mehr als doppelt so groß wie in den restlichen Monaten (im Mittel 9 mm). Folglich ist die Streuung der simulierten Niederschläge in diesen beiden Monaten am größten.

Vergleich der räumlichen Verteilung der saisonalen Niederschlagsänderung

Die räumliche Verteilung der Niederschlagsänderung ist beim STARS-Szenario heterogener als bei den ISI-MIP-Szenarien (Abb. 2.3, dritte Zeile). Hier zeigt sich der Unterschied zwischen der groben räumlichen Auflösung der ESM und der hohen Dichte der Klima-stationen, die STARS verwendet. Beim STARS-Szenario weisen im Gesamtjahr die Gebiete der Mittelgebirge (Erzgebirge, Riesengebirge, Böhmerwald) mit weniger als -40 mm die größten Rückgänge auf. Die Flachlandbereiche sowohl im nördlichen Teil (Norddeutsches Tiefland) als auch im südlichen Teil (Böhmisches Becken) sind durch einen eher geringen Rückgang zwischen -5 und -20 mm gekennzeichnet. Im Sommerhalbjahr zeigt sich beim STARS-Szenario eine ähnliche räumliche Verteilung der Niederschlagsrückgänge wie im Gesamtjahr, besonders im unteren EZG (Abb. 2.1; Havel und mittlere Elbe/Elde) sind die Rückgänge mit -28 mm jedoch größer als im Gesamtjahr. Im Winterhalbjahr wird mit STARS für das untere EZG mit $+13$ mm eine deutliche Zunahme projiziert, während das mittlere EZG und obere EZG (Abb. 2.1; tschechischer Teil) im Mittel nur leichte Zunahmen von $+4$ mm bzw. $+2$ mm aufweisen; in einigen kleineren Gebieten (Erzgebirge, Böhmisches Becken) finden sich sogar Abnahmen von bis zu -10 mm. Die vom ISI-MIP-Ensemble projizierte Änderung des Gebietsmittels der Niederschläge ist dagegen mit -3 mm im Sommerhalbjahr, $+1$ mm im Winterhalbjahr und -2 mm im Gesamtjahr nur sehr gering (Abb. 2.3, vierte Zeile). Es ist jedoch ein deutlicher Nord-Süd Gradient erkennbar: Das untere EZG weist sowohl im Jahresmittel als auch im hydrologischen Winterhalbjahr eine mittlere Niederschlagszunahme von $+10$ mm auf. Im Sommerhalbjahr wird mit dem ISI-MIP-Ensemble für diesen Teil des EZG keine Änderung projiziert. Dagegen ist das obere EZG durch eine Niederschlagsabnahme von -7 mm gekennzeichnet (-3 mm im Sommer und -4 mm im Winter).

2.3.2 Vergleich der Auswirkungen der Szenarien auf den Wasserhaushalt

Vergleich der Änderung des monatlichen Abflusskoeffizienten

Die größten Änderungen des Medians des monatlichen Abflusskoeffizienten zwischen erster und zweiter Szenarienperiode werden von STARS im März und April projiziert (Abb. 2.2, oben rechts). Die Rückgänge des Medians betragen in diesen Monaten $-0,21$ bzw. $-0,23$. Der Juni ist der einzige Monat, für den STARS eine Zunahme des Medians projiziert ($+0,03$). Insgesamt sind die Absolutwerte der Änderungen des Medians im Sommerhalbjahr mit durchschnittlich $0,02$ geringer als im Winterhalbjahr ($0,05$). Die Spannweite zwischen größter ($-0,23$ im April) und kleinster Änderung ($-0,01$ im September) ist deutlich größer als beim ISI-MIP-Ensemble, das die größte Änderung im Mai ($-0,10$) und die kleinste im Dezember ($-0,01$) projiziert. Die Wintermonate weisen bei den ISI-MIP-Szenarien ausschließlich Rückgänge des Medians des Abflusskoeffizienten auf; diese betragen

zwischen $-0,01$ und $-0,08$ (Abb. 2.2, unten rechts). In den Sommermonaten Mai, Juli, August und Oktober zeigen sich ebenfalls Rückgänge von $-0,10$, $-0,06$, $-0,04$ bzw. $-0,03$; in den Sommermonaten Juni und September nehmen die Mediane der Abflusskoeffizienten jedoch jeweils um $0,05$ zu.

Vergleich der Streuung des monatlichen Abflusskoeffizienten in der zweiten Szenarienperiode

Der Interquartilsabstand der monatlichen Abflusskoeffizienten in der zweiten Szenarienperiode variiert beim STARS-Szenario saisonal nur geringfügig. Er beträgt im Mittel $0,13$. Dagegen ist bei den ISI-MIP-Szenarien ein deutlicher Unterschied zwischen Sommer- und Winterhalbjahr erkennbar. Im Sommerhalbjahr ist hier der Interquartilsabstand der monatlichen Abflusskoeffizienten mit durchschnittlich $0,20$ fast doppelt so groß wie im Winterhalbjahr ($0,11$). Die Sommermonate Mai und Juli weisen mit $0,35$ bzw. $0,27$ insgesamt die größten Werte auf.

Vergleich der räumlichen Verteilung der saisonalen Änderung des Gesamtabflusses

Die für das STARS-Szenario bzw. die ISI-MIP-Szenarien charakteristische räumliche Verteilung der Niederschlagsänderung prägt jeweils auch das räumliche Muster der Änderung des Gesamtabflusses. Beim STARS-Szenario stechen die Mittelgebirge (Erzgebirge, Riesengebirge, Böhmerwald) mit größeren Änderungen des Gesamtabflusses von weniger als -125 mm im Gesamtjahr heraus (Abb. 2.3, fünfte Zeile). Aus diesem Grund liegt der Mittelwert der Änderung des Gesamtabflusses im oberen Teil des EZG mit -35 mm im Gesamtjahr auch über den Werten für das mittlere und untere EZG (-30 mm bzw. -26 mm). Bei den ISI-MIP-Szenarien ist der Nord-Süd Gradient noch stärker ausgeprägt: Im Gesamtjahr nimmt die Änderung des Gesamtabflusses vom oberen EZG (-24 mm) über das mittlere EZG (-14 mm) zum unteren EZG (-5 mm) deutlich ab (Abb. 2.3, sechste Zeile). Sowohl beim STARS-Szenario als auch bei den ISI-MIP-Szenarien zeigt sich ein deutlicher saisonaler Unterschied. Im Sommerhalbjahr werden in beiden Fällen nur sehr geringe Änderungen projiziert (-5 mm mit STARS und $+2$ mm mit dem ISI-MIP-Ensemble, jeweils im Gebietsmittel). Eine Ausnahme bilden bei beiden Szenarienläufen einige Flachlandbereiche mit Zunahmen des Gesamtabflusses von über 25 mm. Dagegen ist die Änderung des Gesamtabflusses im Winterhalbjahr sowohl beim STARS-Szenario als auch bei den ISI-MIP-Szenarien fast flächendeckend negativ. Beim STARS-Szenario ist das Gebietsmittel der Änderung des Gesamtabflusses im Winterhalbjahr mit -27 mm deutlich geringer als bei den ISI-MIP-Szenarien (-19 mm). Ein Nord-Süd Gradient zeigt sich jedoch bei beiden Szenarienläufen: STARS projiziert eine Änderung des Gesamtabflusses im Winterhalbjahr, dessen Absolutwerte vom oberen EZG (-30 mm) zum unteren EZG (-17 mm) abnehmen. Die ISI-MIP-Szenarien zeigen im Winterhalbjahr eine noch stärker ausgeprägte Abnahme der Absolutwerte

der Änderung des Gesamtabflusses vom oberen (-25 mm) zum unteren EZG (-8 mm).

Vergleich der Änderung der monatlichen Abflüsse an den Pegeln entlang des Elbelängsschnitts

Die Änderung der mittleren monatlichen Abflüsse an den Pegeln entlang des Elbelängsschnitts ist in Abbildung 2.4 dargestellt. Mit dem STARS-Szenario werden an allen Pegeln sowohl für das obere Quartil und den Median als auch für das untere Quartil Abflussrückgänge von ca. 30 % zwischen der ersten und der zweiten Szenarienperiode projiziert. Für das 5,5 % Quantil zeigt sich ein ähnliches Änderungssignal. Das 5,5 % Quantil liegt auf dem Niveau des mittleren Niedrigwasserabflusses und wurde als Repräsentant des „Gleichwertigen Wasserstands“ (GIW89*) gewählt. Dieser ist der Bezugswasserstand für die deutsche Elbe und gibt den Wasserstand an, der an 345 Tagen im Jahr nicht unterschritten wird (Faulhaber et al. 2008).

Die Abflüsse der ISI-MIP-Simulationen liegen in beiden Szenarienperioden und für alle Quartile auf einem höheren Niveau. Die Abflussrückgänge stellen sich weniger ausgeprägt dar als bei den STARS-Simulationen. Es werden an den Pegeln ab dem Moldau-Zufluss Rückgänge von ca. 10 % für alle Quartile projiziert. Bei den Niedrigwasserabflüssen, repräsentiert durch das 5,5 % Quantil, ist in der Referenzperiode 1960–2001 eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Abflüssen an den deutschen Pegeln gegeben. Es lässt sich bereits ein leichter Rückgang von der Referenzperiode zur ersten Szenarienperiode erkennen. Der Rückgang von der ersten zur zweiten Szenarienperiode ist im Vergleich dazu zwar stärker, das Änderungssignal ist jedoch deutlich geringer als bei den STARS-Simulationen.

Abbildung 2.5 zeigt exemplarisch die Entwicklung des Abflusses bei GIW89* am Pegel Dresden. Bei den Messwerten ist im Zeitraum 1960–2011 kein eindeutiger Trend erkennbar. Bei den Projektionen zeigen sich deutliche Unterschiede. Während die STARS-Simulationen einen negativen Trend aufweisen, bewegen sich die mit den ISI-MIP-Szenarien simulierten Niedrigwasserabflüsse während des Simulationszeitraums auf einem gleichbleibenden Niveau, das deutlich oberhalb der STARS-Simulationen liegt.

2.4 Diskussion

Die Gegenüberstellung der beiden Szenarienläufe zeigt, dass die Klimaszenarien zu Ergebnissen bei der Entwicklung des Wasserhaushalts im Elbegebiet führen, die sich in ihrer Änderungsrichtung nicht unterscheiden. Die Werte der relativen Änderung von Gesamtabfluss und Abfluss an den Pegeln weichen jedoch erheblich voneinander ab.

Die im Vergleich zum mittleren Temperaturanstieg von 1,6 K besonders

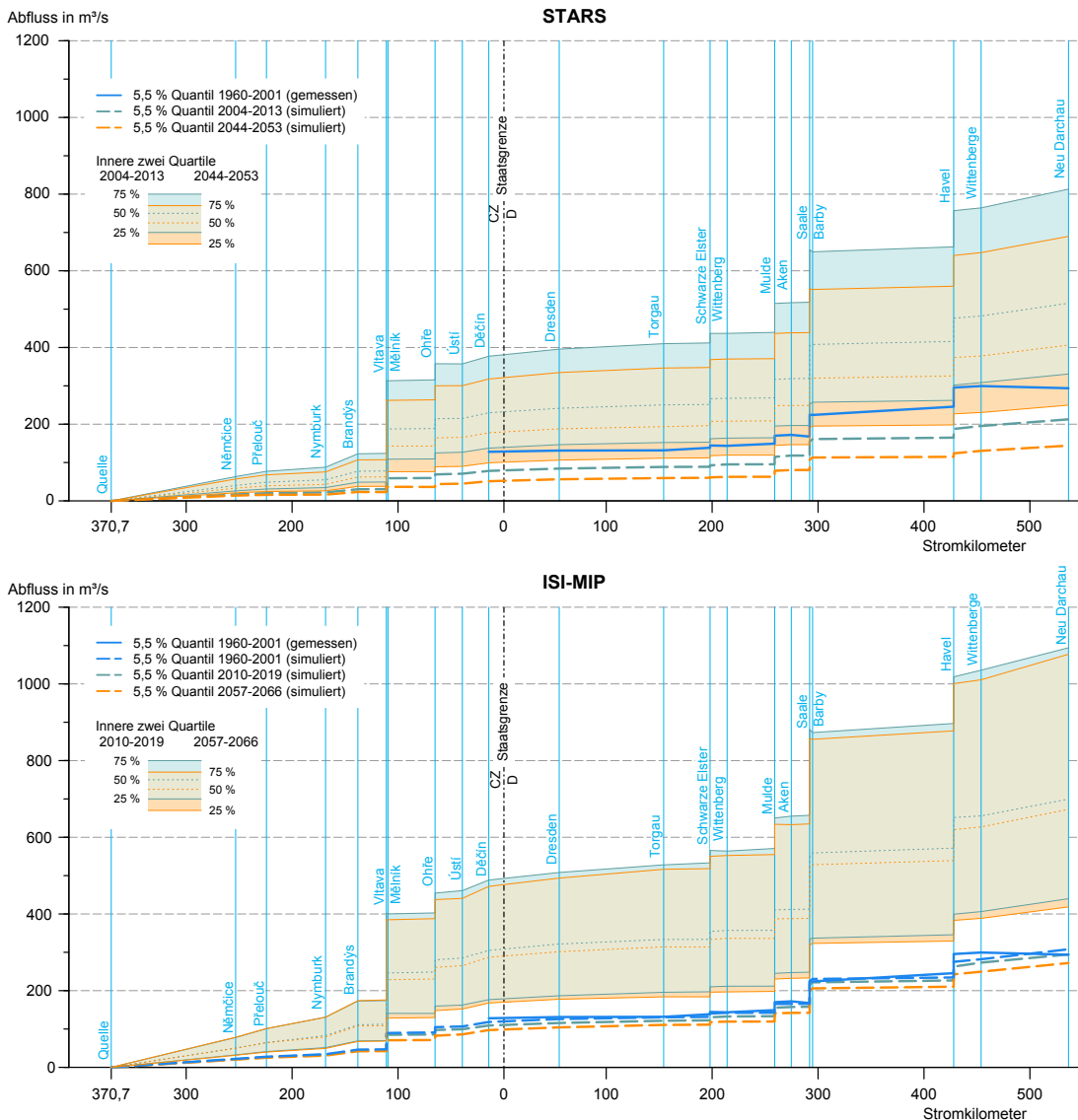


Abbildung 2.4

Änderung ausgewählter Quantile des mittleren monatlichen Abflusses an wichtigen Pegeln entlang des Elbelängsschnitts, simuliert mit den 100 STARS-Realisierungen (oben) und mit dem ISI-MIP-Ensemble (unten). Oberes Quartil, Median und unteres Quartil für die erste Szenarioperiode als bläuliche Linien, für die zweite Szenarioperiode als orangene Linien. 5,5% Quantil für die Referenzperiode (blau gestrichelt), für die erste Szenarioperiode (grün gestrichelt) und für die zweite Szenarioperiode (orange gestrichelt) sowie 5,5% Quantil der gemessenen Werte in der Referenzperiode (blau durchgezogen).

Change in selected quantiles of the mean monthly streamflow at important gauges along the longitudinal section of the river Elbe, simulated using the 100 STARS realisations (top) and the ISI-MIP ensemble (bottom). Upper quartile, median and lower quartile for the first scenario period as blueish lines, for the second scenario period as orange lines. 5.5% quantile for the reference period (blue dashed), for the first scenario period (green dashed) for the second scenario period (orange dashed) as well as the 5.5% quantile of the measured values in the reference period (blue solid).

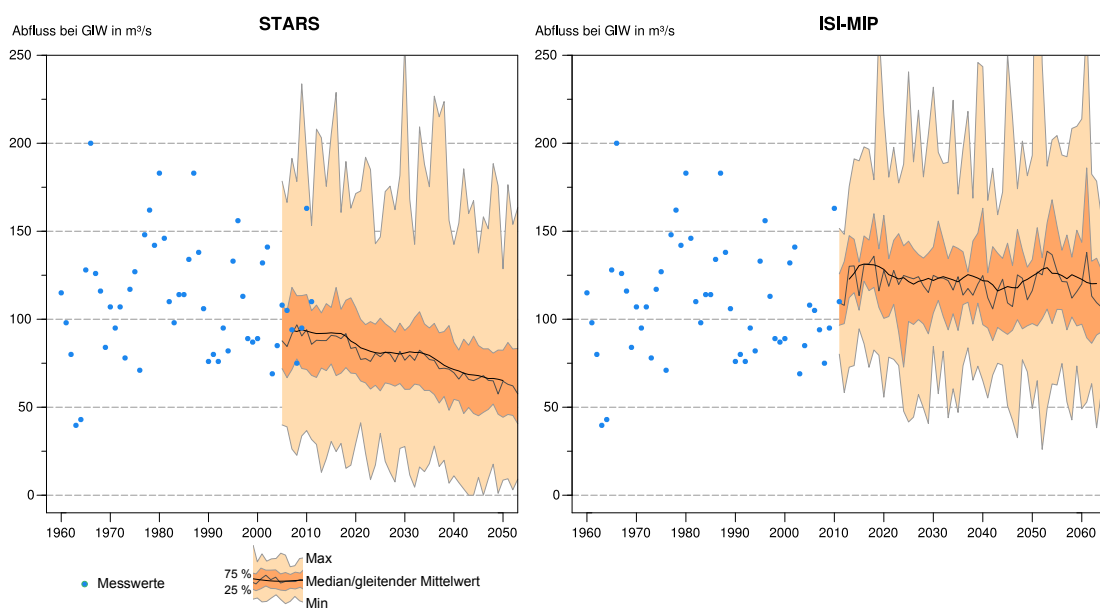


Abbildung 2.5

Abfluss am Pegel Dresden, der an 345 Tagen des Jahres nicht unterschritten wird (Definitionsbasis ist der auf Durchschnittswerten beruhende gleichwertige Wasserstand GIW89*), simuliert mit den 100 STARS-Realisierungen (links) und mit dem ISI-MIP-Ensemble (rechts). Messwerte von 1960–2011 als blaue Punkte. Maximum und Minimum, bzw. 75 % und 25 % Quantil der Simulationen als orangene Bänder. Median und gleitender Mittelwert der Simulationen als dunkelgraue bzw. schwarze Linien.

Streamflow at the Dresden gauge that is maintained on 345 days of the year (basis of this definition is the equivalent low water level GIW89 that is calculated from mean values), simulated using the 100 STARS realisations (left) and the ISI-MIP ensemble (right). Measured values from 1960–2011 as blue points. Maximum and minimum as well as 75 % and 25 % quantile of the simulations as orange bands. Median and moving average of the simulations as dark grey and black lines.*

starke Erwärmung von 2,0 K im Winter führt in Kombination mit den Niederschlagsrückgängen insbesondere in den Mittelgebirgen (Erzgebirge, Riesengebirge, Böhmerwald) in dem betrachteten STARS-Szenario zu Abflussrückgängen von bis zu 30 %. Die Gefahr kritischer Niedrigwassersituationen würde sich damit deutlich erhöhen.

Die ISI-MIP-Simulationen bestätigen dieses Szenario nicht, sondern ergeben, bei nahezu unveränderten Niederschlägen, Abflussrückgänge von maximal 10 % an den Pegeln. Die Niedrigwasserwahrscheinlichkeit würde deutlich geringfügiger zunehmen.

Die methodischen Defizite von STARS, auf die in der Einleitung eingegangen wurde, machen eine Relativierung der Schlussfolgerungen, die aus diesen Ergebnissen im Projekt GLOWA-Elbe gezogen wurden, notwendig. Dies betrifft u. a. die Erreichungshäufigkeit von Mindestabflüssen (Conradt et al. 2013a) und die Entwicklung der Wasserverfügbarkeitsprobleme (Kaltofen et al. 2013).

Nach Schmidt et al. (2009) muss die Eignung von STARS zur Hochwassersimulation kritisch betrachtet werden, da es die hochwasserrelevanten Niederschlagscharakteristika der Zukunft mittels Kopplung über die Temperatur erreicht. Unsere Ergebnisse zeigen, dass für den Niedrigwasserabfluss Analoges gilt. Im Unterschied zur Hochwasserproblematik wird dessen Risiko aber nicht unter-, sondern überschätzt.

In der Praxis spielten die STARS-basierten Ergebnisse eine wichtige Rolle bei den Diskussionen um die Zukunftsaussichten für die Schiffbarkeit der Elbe. Von den Gegnern konnten sie als Argumentationshilfe verstanden werden, da sich der Aufwand für eine verlässliche Schifffahrt nach diesen Szenarien deutlich erhöhen würde. Die Befürworter der Schifffahrt wiesen hingegen auf die Unsicherheit hin. Das hier zum Ausdruck kommende Spannungsfeld erfordert eine fortlaufende Plausibilitätsprüfung der genutzten Szenarien. Das in der EET eingefrorene Modellsystem bot hierfür eine optimale Voraussetzung. Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die bisherigen STARS-basierten Niedrigwasserszenarien durch die aktuellen Klimaszenarien nicht nachträglich plausibilisiert werden können. Aufgrund der methodischen Fragwürdigkeit von STARS werden die ISI-MIP-Szenarien als gegenwärtig plausiblere Projektionen angesehen. Die Vulnerabilität der Elbe gegenüber Niedrigwasser wird demnach durch den Klimawandel geringer beeinflusst als zuvor angenommen.

Unabhängig von dieser Schlussfolgerung werden die in GLOWA-Elbe durchgeführten Modellstudien hierdurch nicht entwertet. Sie haben zunächst zu der Modellintegration geführt, mit der aktualisierte Szenarienrechnungen überhaupt erst möglich wurden und darüber hinaus gezeigt, dass das Einzugsgebiet insgesamt bei einem aus heutiger Sicht vergleichsweise trockenen Szenario nicht als extrem verletzlich gegenüber Klimawandel eingestuft werden muss. Die hier dargestellte Aktualisierung ist zudem geeignet, den Unterschied zwischen Szenarien und Prognosen noch einmal herauszustellen. Szenarien stellen Setzungen dar, denen im Unterschied zu Prognosen jedoch keine Wahrscheinlichkeiten zugeordnet werden können, sondern nur

Plausibilitäten. Die Analysen zu STARS zeigen, dass die Plausibilisierung bis zur Hinterfragung der methodischen Grundlagen reichen kann. Trotz des kritischen Urteils über STARS möchten die Autoren die mit STARS eingeführte Betrachtung unterschiedlicher Realisierungen des Klimawandels an dieser Stelle ausdrücklich würdigen. Sie erfolgte zu einer Zeit, als Ensemblerechnungen von GCMs und RCMs nicht in der heutigen Weise zugänglich waren und haben technische und methodische Weiterentwicklungen stimuliert, die für aktuelle Auswertungen von Ensemblesimulationen äußerst hilfreich sind.

Die ISI-MIP-Szenarien sind aus heutiger Sicht methodisch besser begründet als die STARS-Szenarien. Sie weisen jedoch ebenfalls Unsicherheiten auf, die erst künftig überwunden werden können. So mussten die ursprünglichen Simulationsläufe im Verlaufe einer Bias-Korrektur um systematische Fehler bereinigt werden. Die von Hempel et al. (2013) entwickelte Methode korrigiert die tägliche Variabilität der Niederschläge über Monatsmittelwerte der „WATCH forcing data“. Diese Referenzdaten beinhalten bereits Unsicherheiten, u. a. aufgrund der groben räumlichen Auflösung. Darüber hinaus wird die wöchentliche und monatliche Variabilität des Niederschlags vernachlässigt. Deren Berücksichtigung ist jedoch wichtig, um Trockenperioden oder Hochwasser abbilden zu können (Hempel et al. 2013). Weitere Unsicherheiten ergeben sich aus der Szenarien-Unsicherheit durch die verschiedenen RCP und aus der Bandbreiten-Unsicherheit der Randbedingungen der ESM, bedingt durch die verschiedenen empfindlichen Reaktionen der ESM auf eine steigende atmosphärische CO₂-Konzentration. Die Kombination dieser beiden Unsicherheiten wurde hier als Streuung der Simulationen dargestellt. Insgesamt resultiert aus allen Fehlern ein Gesamtfehler, der bei der Interpretation der Ergebnisse dieses Ansatzes ebenfalls beachtet werden muss.

2.5 Ausblick

Obwohl das natürliche Wasserdargebot durch Bewirtschaftungsmaßnahmen noch deutlich modifiziert werden kann, ist nach den ISI-MIP-Szenarien nicht mit einer deutlichen Verschlechterung der Bedingungen für die Schifffahrt zu rechnen, wie dies noch bei Zugrundelegung des STARS-Szenarios der Fall war. Hier sanken die bewirtschafteten mittleren Monatsabflüsse im August auf das Niveau der heutigen Niedrigwasserabflüsse in Folge des Klimawandels ab (Kaltofen et al. 2013). Vollständig vergleichbare Abschätzungen zu den Folgen der ISI-MIP-Szenarien können mit dem in der EET integrierten Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo (Koch et al. 2010) vorgenommen werden und sind geplant.

Aufgrund der ebenfalls großen Unsicherheit dieser Klimaprojektionen sollte die Robustheit unserer Ergebnisse bei Vorliegen aktuellerer Ensemblerechnungen überprüft werden, insbesondere, wenn diese in einer räumlich detaillierteren Auflösung vorliegen. Mit der EET bestehen hierfür sehr günstige technische Voraussetzungen. Eine spätere Bestätigung des STARS-Szenarios

bleibt damit nicht ausgeschlossen, sie würde aber nicht nachträglich die STARS-Methodik rechtfertigen.

2.6 Zusammenfassung

Die Klimaprojektionen von STARS waren im GLOWA-Elbe Projekt der Ausgangspunkt für die Szenarienanalyse und sind ein wesentlicher Bestandteil der Elbe-Expert-Toolbox. Sie dienen als Eingangsdaten für SWIM und bilden damit die Grundlage für die Bewertung der Wasserverfügbarkeit im Einzugsgebiet unter Einfluss des Klimawandels. Die Projektionen für den mittleren jährlichen Gesamtabfluss zeigen beim STARS 2K-Szenario einen Rückgang von der ersten Szenarienperiode 2004–2013 (130 mm) zur zweiten Szenarienperiode 2044–2053 (93 mm) um 29 % im Mittel der 100 Realisierungen. Für die Abflüsse an den Pegeln bedeutet dies ebenfalls einen Rückgang von bis zu 30 % in allen Quartilen sowie im 5,5 % Quantil, d.h. auch für die Niedrigwasserabflüsse.

Der unter Nutzung der Elbe-Expert-Toolbox und der ISI-MIP-Klimaszenarien simulierte mittlere jährliche Gesamtabfluss zeigt deutlich verminderte Rückgänge. Der Mittelwert der Rückgänge für die 20 Realisierungen, die aus den fünf Erdsystemmodellen und den vier „Representative Concentration Pathways“ gebildet wurden, beträgt zwischen der ersten Szenarienperiode 2010–2019 (178 mm) und der zweiten Szenarienperiode 2057–2066 (157 mm) 12 %. Ähnliche Werte haben die Abflussrückgänge an den Pegeln, sowohl in den Quartilen als auch im 5,5 % Quantil (d. h. bei den Niedrigwasserabflüssen).

Der Vergleich zeigt, dass die zwei Modellansätze zu Ergebnissen für die Abflussänderungen führen, die in der Tendenz zwar gleich sind, sich jedoch in ihrer Größe erheblich unterscheiden. Diese Widersprüchlichkeit löst sich in Anbetracht der Vorhersagbarkeit der STARS-Ergebnisse auf: Die STARS-basierten Simulationen illustrieren die Konsequenzen eines trockeneren Klimas, sie besitzen jedoch keine eigene methodisch begründete Plausibilität. Die ISI-MIP-Szenarien hingegen entsprechen dem aktuellen Stand der Erdsystemmodellierung.

Summary

The climate projections of STARS were the starting point of the scenario analysis within the GLOWA-Elbe project and are a fundamental component of the Elbe-Expert-Toolbox. They provide the input data for SWIM, thereby forming the assessment basis for water availability in the river basin under climate change. The projections of the STARS 2K scenario show a decrease in the mean annual discharge of 29 % from the first scenario period 2004–2013 (130 mm) to the second scenario period 2044–2053 (93 mm) for the mean of 100 realisations. The associated decrease in streamflow is up to 30 % for all quartiles as well as for the 5.5 % quantile, i.e. low flows also

decrease by this value.

The discharge simulated using the Elbe-Expert-Toolbox and the ISI-MIP scenarios show a considerably smaller decrease. The decrease in the mean annual discharge between the first scenario period 2010–2019 (178 mm) and the second scenario period 2057–2066 (157 mm) is 12 %, averaged over 20 realisations that were created from the five earth system models and the four “Representative Concentration Pathways”. The streamflow shows a similar decrease in the quartiles as well as in the 5.5 % quantile (low flows).

The comparison shows that the two modelling approaches result in changes with similar tendencies but with large differences in magnitude. This contradiction is resolved considering the predictability of the STARS results. The STARS based simulations illustrate the consequences of a drier climate, but they are not plausible on their own terms. In contrast, the ISI-MIP scenarios are in accordance with state-of-the-art Earth system modelling.

Kapitel 3

Effekte des Klimawandels und von Reduktionsmaßnahmen auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet bis zur Jahrhundertmitte

Effects of mid-century climate change and of reduction measures on nutrient emissions and loads in the Elbe River Basin

Michael Roers, Markus Venohr, Frank Wechsung & Eva Nora Müller

ABSTRACT Änderungen von Temperatur, Niederschlägen oder Abflüssen verursachen Änderungen der Nährstoffeinträge und -frachten sowie der Nährstoffumsätze im Gewässer. Es kann somit von einer unmittelbaren Auswirkung des Klimawandels auf die Gewässergüte ausgegangen werden. Im Elbegebiet wurden diese Auswirkungen mit einer Modellkette simuliert (bestehend aus Modellen zur Simulation des Klimas, des Wasser- und des Nährstoffhaushalts). Im Validierungszeitraum 2001–2005 zeigen die Simulationen mit der Modellkette, die auf gemessenen Klimavariablen basieren, gute Übereinstimmungen mit in diesem Zeitraum gemessenen Frachten an zwei Elbe-Pegeln sowie an Pegeln von drei wichtigen Nebenflüssen. Es wurden die Effekte von zwei Klimaszenarien auf die Nährstoffeinträge verglichen. Bei dem ersten Szenario handelt es sich um Zeitreihen der Temperatur, der Strahlung, des Niederschlags und der Luftfeuchtigkeit, die vom Szenariengenerator STARS statistisch erzeugt wurden. Im zweiten Fall wurden die Zeitreihen von fünf dynamischen Erdsystemmodellen aus dem „Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project“ (ISI-MIP) simuliert und anschließend zu einem Szenario zusammengefasst. Die simulierten Klimavariablen gehen in beiden Fällen (STARS, ISI-MIP) als Randbedingung in das ökohydrologische Modell SWIM ein. SWIM simuliert den Gesamtabfluss im Einzugsgebiet, auf dessen Grundlage das Stoffeintragsmodell MONERIS die Nährstoffeinträge und -frachten berechnet. Generell nehmen die Einträge und Frachten mit den Abflüssen in beiden Szenarien unterproportional ab, wobei die Frachten jeweils stärker als die Einträge zurückgehen. Die konkreten Effekte der Abflussänderungen sind gering und liegen im ein-

stelligen Prozentbereich. Gleiches gilt für die Unterschiede zwischen den Szenarien. Der Effekt von zwei ausgewählten Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge und -frachten unterscheidet sich bei verschiedenen Abflussverhältnissen, repräsentiert durch unterschiedliche Klimaszenarien in divergierend feuchter Ausprägung, ebenfalls nur geringfügig.

SCHLAGWÖRTER Klimawandel, Nährstoffeinträge, Nährstofffrachten, Reduktionsmaßnahmen, Elbe, STARS, ISI-MIP, SWIM, MONERIS

ABSTRACT Changes in temperature, precipitation or runoff cause changes in nutrient emissions and loads as well as changes in the instream transformation processes. Thus, climate change assumably has a direct effect on water quality. This impact was simulated for the Elbe river basin using a model chain (consisting of models that simulate climate, water balance and nutrient emissions). Validation tests for the period 2001–2005 showed that simulations using the model chain based on measured climate variables, are in good agreement with loads measured at two gauges of the Elbe river and at gauges of three major tributaries. We have compared the impact of two climate scenarios on the nutrient emissions. The first scenario comprises time series of temperature, radiation, precipitation and humidity, created by the climate generator STARS. In the second case, the time series were simulated using a model ensemble of five earth system models from the „Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project“ (ISI-MIP) and afterwards combined into one scenario. In both cases (STARS, ISI-MIP), the simulated climate variables constitute the boundary conditions of the ecohydrological model SWIM. SWIM simulates the river basin discharge used for modelling the nutrient emissions by means of the model MONERIS. In general, the emissions and loads decrease underproportionally with the river basin discharge in both scenarios, with loads declining more sharply than the emissions. The concrete effects of the change in river basin discharge are small, reaching only single-digit percentages. The same holds true for the difference between the scenarios. The effect of selected measures for the reduction of nutrient emissions and loads also differs only slightly between varying runoff conditions, represented by different climate scenarios with dry, mean and wet specification.

KEYWORDS climate change, nutrient emissions, nutrient loads, reductions measures, Elbe, STARS, ISI-MIP, SWIM, MONERIS

3.1 Einleitung

Die Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer ist trotz bereits realisierter Reduktionsmaßnahmen ein flächendeckend vorhandenes Problem und gehört nach Trepel et al. (2013) weiterhin zu den wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen. Im Elbegebiet ist nach Trepel et al. (2013) der langfristige Trend bei der Entwicklung der Nährstofffrachten seit Mitte der 1990er Jahre an allen Messstellen im Elbestrom und den wichtigen Nebengewässern

negativ, der kurzfristige Trend jedoch seit 2007 entweder konstant oder positiv. Als Ursachen werden von den Autoren Nutzungsintensivierungen in der Landwirtschaft, aber auch klimatische Effekte diskutiert.

Der Klimawandel führt zu einer Veränderung der Einflussgrößen, die eine direkte oder indirekte Auswirkung auf die Wasserqualität der Gewässer haben (Venohr et al. 2013). Änderungen der Wassertemperatur, der Strahlung und des Abflusses wirken sich direkt auf das Flusssystem aus. Zu den direkten Effekten zählt zudem eine Änderung der Starkregendynamik, die durch ihre Auswirkung auf die Wassererosion den Nährstoffstatus im Oberboden und damit die Einträge in die Gewässer verändert. Indirekte Effekte treten auf, wenn eine abnehmende Wasserverfügbarkeit, verursacht durch zunehmende Verdunstung und/oder abnehmenden Niederschlag, eine Änderung der Landnutzung und der Wasserbewirtschaftung bewirkt (Quiel et al. 2010).

Auf europäischer Ebene wird eine Reduktion der Nährstoffeinträge und -frachten in den Gewässern angestrebt. Diese soll durch Maßnahmen erzielt werden, die im Bewirtschaftungsplan für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aufgestellt wurden (FGG Elbe 2009). Für eine nachhaltige und langfristige Wasserbewirtschaftung wird es erforderlich, den Effekt der Maßnahmen unter Berücksichtigung des Klimawandels abzuschätzen und daraus eine Anpassungsstrategie abzuleiten.

Eine integrierte Umweltmodellierung kann hierbei eingesetzt werden, um die Wirkkette von projizierten Klimaveränderungen auf Abflussverhalten und daraus resultierenden Nährstoffeinträgen und -frachten für große Einzugsgebiete wie das der Elbe zu analysieren. Insbesondere für das integrierte Flussgebietsmanagement werden Entscheidungsunterstützungssysteme angewendet (z. B. von Schielen & Gijssbers 2003, Lautenbach et al. 2009), die anhand von Szenariensimulationen komplexe, schlecht- oder unstrukturierte, strategische Management-Probleme erkennen und einen Beitrag dazu leisten können, diese zu lösen (Volk et al. 2009). Die Autoren vergleichen vier verschiedene Entscheidungsunterstützungssysteme, von denen zwei speziell für die Umsetzung der WRRL entwickelt wurden. Diese legen besonderen Fokus auf hydrologische Impaktanalysen, die die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Einzugsgebieten behandeln und dabei die Entwicklung der Nährstoffeinträge und -frachten mit einschließen. Als allgemeines Problem wird hierbei festgestellt, dass das aktuelle Gewässergüte-Monitoring üblicherweise nicht den Anforderungen für eine realistische Quantifizierung der Prozesse von Nährstoffkreisläufen in Flusssystemen entspricht (Volk et al. 2009). Eine akkurate Bewertung der mikroskaligen Nährstoffquellen und deren Effekte, für die eine höhere räumliche und zeitliche Auflösung erforderlich wäre, ist derzeit nahezu unmöglich. Aufgrund dessen basieren Entscheidungen aus Perspektive des Einzugsgebietsmanagements zurzeit in der Regel auf Jahres- bzw. Monatsfrachten, die mit einer integrierten Einzugsgebiets-Modellierung berechnet werden können.

Im GLOWA-Elbe Projekt wurde für die Szenarienanalyse ein solcher integrierter Modellverbund genutzt. Dieser wurde in ein Entscheidungsunterstützungssystem überführt. Der Bereich der Gewässergüte wird in der sogenannten Elbe-Expert-Toolbox durch das am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) entwickelte Stoffeintragsmodell MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems; Venohr et al. 2011) abgedeckt. Venohr et al. (2013) beschreiben die Modellierung und Auswertung der Einflüsse des erwarteten Klimawandels auf die Einträge und Frachten für das Elbeinzugsgebiet. Den Analysen lagen die Klimavariationen des Modells STARS zugrunde, die vom ökohydrologischen Modell SWIM (Soil and Water Integrated Model; Krysanova et al. 1998) für die Simulation von Abflusszenarien genutzt wurden. Diese simulierten Abflüsse standen als Eingangsdaten für MONERIS zur Verfügung, mit welchem letztlich die Nährstoffeinträge und Frachten berechnet wurden. Wechsung & Wechsung (2014, 2015) haben gezeigt, dass die von STARS bereitgestellten Simulationen keine eigene Projektionsgüte besitzen. Roers & Wechsung (2015) haben deshalb die ursprünglichen Untersuchungen des GLOWA-Elbe Projektes zu den Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet mit tatsächlichen Klimaprojektionen aus dem „Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project“ (ISI-MIP; Schellnhuber et al. 2014, Warszawski et al. 2013) wiederholt. Dabei wurden deutliche Abweichungen im Abflussverhalten festgestellt. Da das Abflussverhalten einen wichtigen Einfluss auf die Nährstofffrachten hat, soll in dieser Untersuchung geprüft werden, inwieweit die bisherigen STARS-basierten Aussagen zu den Folgen eines Klimawandels zu modifizieren sind.

Schwarzak et al. (2015) zeigen in ihrer Untersuchung für einen Ausschnitt des Elbeinzugsgebiets (Großraum Dresden), dass fast alle der 12 analysierten Kombinationen aus globalen und regionalen Klimamodelle sowohl bis zur Mitte als auch bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zunehmende Niederschläge im Frühling, Herbst und Winter projizieren. Bei den Trends im Sommer weisen die Modelle eine große Bandbreite auf, die auch eine Niederschlagsabnahme einschließt. In der hydrologischen Impaktanalyse von Huang et al. (2014) wird für den Median des von 16 Kombinationen aus globalen und regionalen Klimamodellen simulierten Jahresniederschlags in Deutschland eine leichte Zunahme bis Mitte des 21. Jahrhunderts und keine Veränderung bis Ende des 21. Jahrhunderts im Vergleich zu der Referenzperiode 1961–2000 projiziert. Die Sommerniederschläge zeigen eine leichte Abnahme bis Ende des 21. Jahrhunderts. Die Bandbreite der Modelle ist aber auch hier vor allem in der zweiten Szenarienperiode sehr groß. Ott et al. (2013) simulieren im Muldeinzugsgebiet mit einem Ensemble, das 10 Kombinationen aus globalen und regionalen Klimamodellen sowie hydrologischen Modellen umfasst, leicht zunehmende mittlere Abflüsse bis Mitte des Jahrhunderts in fast allen Monaten für den Mittelwert des Ensembles. Nur im August wird im Mittel ein leicht negativer Trend simuliert. Im Projekt KLIWAS (BfG et al. 2015) wurden für das Elbeinzugsgebiet mit einem Ensemble aus 20 bzw. 18 Abflussprojektionen nur geringe Veränderungen

des mittleren Jahresabflusses am Pegel Neu Darchau bis Mitte des Jahrhunderts bzw. leichte Abnahmen bis Ende des Jahrhunderts simuliert. Das Änderungssignal ist im Sommerhalbjahr negativ und dessen Betrag nimmt bis Ende des Jahrhunderts zu. Dagegen gibt es im Winterhalbjahr keine ausgeprägte Änderungsrichtung, und die Bandbreite des Ensembles vergrößert sich bis Ende des Jahrhunderts. Die Studien zeigen, dass die Bandbreite der Simulationen bis Mitte des Jahrhunderts eine sowohl positive als auch negative Änderung der Niederschläge und Abflüsse im Elbeinzugsgebiet einschließt.

Ziel dieser Untersuchung ist es, zunächst mit Hilfe exemplarischer Untersuchungen die Sensitivität von Nährstoffeinträgen und -frachten gegenüber Abflussänderungen im Elbeinzugsgebiet zu beschreiben und darzustellen, welche besonderen Effekte sich dabei aus der Nutzung unterschiedlicher Szenarien ergeben. Darüber hinaus wird am Beispiel von zwei Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge deren Effekt bei den unterschiedlichen Ausprägungen des Klimawandels analysiert. Eine Maßnahme repräsentiert die Reduktion diffuser Einträge, die andere die Reduktion punktueller Einträge.

Die Analysen knüpfen an Abflusssimulationen mit dem Modellsystem SWIM für die beiden Klimaszenarien von STARS und ISI-MIP an (vgl. Roers & Wechsung 2015). Die szenario-, abfluss-, und maßnahmeabhängigen Änderungen der jährlichen TN- und TP-Einträge und -Frachten im Einzugsgebiet werden mit dem Modell MONERIS simuliert.

3.2 Methoden und Daten

3.2.1 Die Elbe-Expert-Toolbox

Die im Projekt GLOWA-Elbe entwickelte Elbe-Expert-Toolbox (EET) umfasst Modelle zur Generierung regionaler Szenarien des Klima- und des gesellschaftlichen Wandels, zur Quantifizierung von deren Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt und auf die kommunale und industrielle Wassernachfrage, Managementmodelle zur Unterstützung des Wassermengen- und des Gewässergütemanagements sowie Modelle zur Bewertung von Handlungsstrategien (Kaden et al. 2010). Die Modellelemente der EET, die in der vorliegenden Untersuchung verwendet wurden, bilden eine Modelkette. Diese umfasst das Stoffeintragsmodell MONERIS, das ökohydrologische Modell SWIM und verschiedene Szenarienansätze zur Generierung regionaler Klimaszenarien (STARS und ISI-MIP), welche im Folgenden kurz beschrieben werden.

Modelle zur Generierung regionaler Klimaszenarien

Ausgangspunkt der Szenarienanalyse sind die Klimaszenarien. Die bisher in der EET bereitgestellten Klimadaten sind Simulationsergebnisse des statistischen Szenariengenerators STARS. Dieser generiert mit Hilfe eines Resampling beobachteter Klimadaten ein zukünftiges Klima (Orlowsky

et al. 2008). Aus einem makroskaligen Temperaturtrend wird mit Hilfe eines statistischen Verfahrens auf der Basis von 853 Klimastationen eine Änderung des Niederschlags, der Strahlung und der Luftfeuchtigkeit errechnet (Wechsung et al. 2011a, Werner et al. 2013). In der EET wird das STARS 2K-Szenario mit einem Temperaturanstieg von 2K zwischen den Jahren 2004 und 2055 verwendet.

Das an Stelle des STARS-Szenarios alternativ geprüfte ISI-MIP-Szenario beruht auf Simulationen eines Modellensembles aus dem ISI-MIP-Projekt (Warszawski et al. 2013). Die genutzten Modelle stellen eine Auswahl von fünf Erdsystemmodellen (ESM) dar (GFDL-ESM2M, HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, NorESM1-M) aus der „Coupled Model Intercomparison Project Phase 5“ (CMIP5), die die in CMIP5 projizierte Bandbreite der globalen Temperatur- und Niederschlagsänderungen repräsentativ abbilden (van Vuuren et al. 2011, Warszawski et al. 2013). Der ISI-MIP-Datensatz ist auf einem horizontalen Raster mit einer Auflösung von $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ verfügbar. Die ISI-MIP-Simulationen wurden für den Zeitraum 1960–1999 Bias-korrigiert. Als Referenz diente der WATCH-Datensatz (Weedon et al. 2011).

Die einzelnen Simulationen des ISI-MIP-Ensembles wurden für vier Szenarien zur zeitlichen Änderung eines zusätzlichen Strahlungsantriebes am oberen Rand der Atmosphäre erstellt. Der zusätzliche Strahlungsantrieb wurde in einem Bereich zwischen $2,6$ und $8,5 \text{ W m}^{-2}$ variiert und ist repräsentativen Verläufen der Konzentrationsänderung von Treibhausgasen bis zum Jahr 2100 – sogenannten „Representative Concentration Pathways“ (RCP) – zugeordnet (van Vuuren et al. 2011). Sowohl die Temperatur- als auch die Niederschlagsverläufe der ISI-MIP-Simulationen je RCP-Szenario unterscheiden sich bis zur Mitte des Jahrhunderts nur geringfügig. Dies erlaubte uns die Bildung eines Simulationsensembles, in dem Ergebnisse der einzelnen Modelle zu einem Szenario mit 20 Realisierungen zusammengeführt werden (Roers & Wechsung 2015).

Modell für die Quantifizierung von Klimaveränderungen auf den Wasserhaushalt

Integriert in die EET ist SWIM, ein prozess-basiertes Modell, das die wichtigsten ökohydrologischen Prozesse wie Evapotranspiration, Pflanzenwachstum, Abflussbildung und Abfluss im Gerinne simuliert. Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Modellkomponenten geben Krysanova et al. (2000). SWIM gliedert das Gesamteinzugsgebiet in Teileinzugsgebiete und Hydrotöpfe. Auf Ebene der Hydrotöpfe werden sämtliche Wasserflüsse sowie die Wasserbilanz einer repräsentativen Bodensäule berechnet. Die lateralen Abflüsse aus den Hydrotöpfen werden auf der Ebene der Teileinzugsgebiete aggregiert und durch die Teileinzugsgebiete entsprechend ihrer Abfolge im gesamten Flussnetz weitergeleitet (Krysanova et al. 2000). Der Gesamtabfluss der SWIM-Teileinzugsgebiete wird flächengemittelt auf die Analysegebiete übertragen, in die MONERIS untergliedert ist.

Die SWIM-Modellierungsstudie von Roers & Wechsung (2015) zeigte

deutliche Auswirkungen auf den simulierten Wasserhaushalt im Elbeeinzugsgebiets auf, wenn das STARS-Klimaszenario in der EET durch ein ISI-MIP-Szenario mit einem identischen Temperaturgradienten ausgetauscht wird. In ihrer Studie wurde die von Conradt et al. (2007a, 2012a) im Projekt GLOWA-Elbe entwickelte, kalibrierte und validierte SWIM-Version verwendet, die in die EET integriert wurde. Die Modellläufe der vorliegenden Studie basieren auf diesen Vorarbeiten.

Aus den hundert Realisierungen, die SWIM für das STARS 2K-Szenario berechnet, wurden für die Jahre 2010 und 2050 jeweils die Mittelwerte aus den 10 Realisierungen zwischen dem 6 % und dem 15 % Quantil (trocken, T), 46 % und 55 % Quantil (mittel, M) sowie dem 86 % und 95 % Quantil (feucht, F) des Monatsabflusses am Gebietsauslass in Neu Darchau berechnet. Analog dazu wurden aus dem ISI-MIP-Ensemble jeweils die fünf trockensten, mittleren und feuchtesten Modellläufe ausgewählt. Um konsistent mit dem STARS 2K-Szenario zu sein, wurden hierfür die Daten der Jahre 2016 und 2063 verwendet, zwischen denen der Temperaturanstieg im Durchschnitt des Gesamtgebiets ebenfalls +1,6 K beträgt, was dem Anstieg zwischen den Jahren 2010 und 2050 im STARS 2K-Szenario entspricht. Mit der Auswahl trockener, mittlerer und feuchter Modellläufe werden unterschiedlich starke Ausprägungen der Niederschlags- und Abflussentwicklung abgebildet.

Stoffeintragsmodellierung mit MONERIS

Bei der Untergliederung des Einzugsgebiets in MONERIS bildet das Analysegebiet die kleinste Modelleinheit (Venohr et al. 2013). Die Analysegebiete basieren auf oberirdischen, topographischen Grenzen von Teileinzugsgebieten und berücksichtigen zusätzlich administrative Grenzen im Einzugsgebiet. Sie können zu größeren naturräumlichen oder administrativen Einheiten aggregiert werden. Das Elbeeinzugsgebiet wurde in 948 Analysegebiete untergliedert. Für die Berechnung der Nährstoffeinträge aus Punktquellen wurden die Standorte der kommunalen Kläranlagen (WWTP) den Analysegebieten zugeordnet. Die Kläranlageneinleitungen basieren auf den Angaben des Umweltbundesamts (UBA) zu den zentralen Kläranlagen mit mehr als 2000 Einwohnerwerten für das Jahr 2005, den Angaben der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe zur Lage und Größe der Kläranlagen im tschechischen Teil des Elbeeinzugsgebiets und den Daten zu den Kläranlagen mit weniger als 2000 Einwohnerwerten vom Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung der Technischen Universität Berlin (Stand 2000, vgl. Sartorius et al. 2013). Insgesamt wurde so ein Kläranlageninventar von insgesamt 2105 zentralen Kläranlagen aufgebaut, das neben der Größenklasse und Menge der Abwassereinleitung sowohl die Einträge von Stickstoff und Phosphor als auch die derzeitigen mittleren Nährstoffkonzentrationen im Auslauf der Kläranlagen enthält. Für die Berechnung der atmosphärischen Deposition von Stickstoff wurden die Depositionsraten für NO_x und NH_y genutzt, die im Rahmen des „Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe“ (EMEP 2002) bis zum Jahr 2004 kalkuliert wurden. Die Summe der N-

Anteile dieser beiden Depositionsraten wurde bei den Berechnungen als gesamte Stickstoffdeposition verwendet. Für die N-Bilanzüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen standen statistische Daten auf Landkreisebene zur Verfügung, die von Bach & Skitschak (2007) für das Referenzjahr 2003 ermittelt wurden. Für Flächen außerhalb Deutschlands wurden jährliche Überschüsse mittels der OECD-Methode (OECD 2001) anhand statistischer Daten (FAO 2007) auf NUTS (Nomenclature des Unités territoriales statistiques)-1-Ebene ermittelt. Der Gesamtposphorgehalt des Ackeroberbodens ist zeitlich variabel und setzt sich aus dem P-Grundgehalt der Böden für das Jahr 1955 und dem Phosphorüberschuss auf den Ackerböden zusammen (Fuchs et al. 2011). Der P-Grundgehalt wurde räumlich differenziert in Abhängigkeit vom Tongehalt aus der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) ermittelt. Der P-Überschuss lag ab dem Jahr 1955 kumulativ auf Ebene der Bundesländer vor. Der N-Gehalt im Oberboden wurde direkt aus der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) bestimmt. Auf Basis einer GIS-gestützten Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotenzials wurden diejenigen Flächen des Einzugsgebiets identifiziert, deren Bodenabtrag direkt in die Gewässer gelangt. Ausgangsbasis für die Berechnung der Nährstoffeinträge von urbanen Flächen bildeten die Bevölkerungszahlen und deren Anschlussgrad an die Kanalisation sowie die zentralen Kläranlagen im Einzugsgebiet entsprechend den Angaben für die administrativen Einheiten (Gemeindeebene) im Elbegebiet. Alle Angaben bezogen sich dabei für Deutschland auf das Jahr 2003 bzw. 2004 und für die Gebiete außerhalb Deutschlands hinsichtlich Bevölkerung und Anschlussgrad auf das Jahr 2000 (N-Bilanzüberschuss) bzw. 2002. Für die Gebiete in Tschechien standen Angaben zum Anschlussgrad nur auf der regionalen Ebene zur Verfügung. Die Modellkalibrierung und -validierung erfolgte im Projekt GLOWA-Elbe mit Hilfe der rechnerisch ermittelten mittleren jährlichen Nährstofffrachten an den Gewässergütemessstellen.

In MONERIS erfolgt die Abflusseparation des von SWIM simulierten Gesamtabflusses in Oberflächenabfluss und Grundwasserabfluss. Der Oberflächenabfluss wird durch einen Ansatz von Carl & Behrendt (2008) und Carl et al. (2008) als Funktion des Gesamtabflusses berechnet. Der Grundwasserabfluss wird für jedes Analysegebiet aus der Differenz zwischen dem Gesamtabfluss und der berechneten Summe der anderen Abflusskomponenten (Dränabfluss, Oberflächenabfluss, Niederschlag auf Wasserflächen und angeschlossene versiegelte urbane Flächen) berechnet (Venohr et al. 2011). Die Nährstoffkonzentrationen werden für nicht versiegelte Flächen berechnet (für Phosphor anhand eines nutzungsspezifischen Akkumulationsfaktors, für Stickstoff anhand nutzungsspezifischer Faktoren und der Konzentration der atmosphärischen Deposition) und flächengewichtet gemittelt. Sie ergeben multipliziert mit dem Oberflächenabfluss den Eintrag von nicht versiegelten Flächen. Die Nährstoffeinträge über das Grundwasser werden aus dem Produkt des Grundwasserabflusses und der flächenspezifischen Nährstoffkonzentration im Grundwasser (Berechnung je nach Boden und Gestein u. a. nach Behrendt et al. 2000) berechnet.

Für die Szenarienmodellierung von Nährstoffeinträgen wurden eine unveränderte Landnutzung sowie gleichbleibende landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen angenommen. Auf diese Weise können von Klimaänderungen unabhängige Effekte auf die Nährstoffeinträge ausgeschlossen werden.

MONERIS wurde, neben der Elbe, für viele weitere europäische Flusseinzugsgebiete angewendet (u .a. Behrendt et al. 2002, Behrendt & Dannowski 2005, Schreiber et al. 2005, Fuchs et al. 2011, Helm et al. 2013, Hirt et al. 2014, Heidecke et al. 2015, Gadegast & Venohr 2015, Gericke & Venohr 2015). Insbesondere aufgrund seiner Eignung für das Gewässergütemanagement im Rahmen der WRRL, wurde es von Berlekamp et al. (2007) in das Entscheidungsunterstützungssystem Elbe-DSS integriert. Das Elbe-DSS steht als Pilot-Version zur Verfügung, eine Weiterentwicklung erfolgt allerdings nicht. Obwohl es sich bei der EET ebenfalls um ein „eingefrorenes“ System handelt, das nicht fortlaufend aktualisiert wird, besteht die Möglichkeit, Datensätze auszutauschen und die Modelle sowohl einzeln als auch im Verbund zu verwenden, was in der vorliegenden Untersuchung erfolgt ist. Auf diese Weise können die ursprünglichen Szenarien kontinuierlich einer Plausibilitätsprüfung unterzogen werden und die Effekte des Klimawandels auf die unterschiedlichen Sektoren neu bewertet werden. Um eine Vergleichskohärenz mit den älteren, auf STARS basierenden Szenarienrechnungen herzustellen, wurde in der vorliegenden Untersuchung eine Modellversion aus dem Jahr 2011 verwendet, die inzwischen am IGB weiterentwickelt wurde.

Bei den hier mit MONERIS abgebildeten Maßnahmen handelt es sich um Maßnahmen zur Reduktion der diffusen N- und P-Einträge aus der Landwirtschaft und zur Reduktion punktueller Einträge aus urbanen Systemen, die unter anderem im ersten Bewirtschaftungsplan der FGG Elbe (FGG Elbe 2009) aufgeführt sind.

Diese sind im Einzelnen: Konservierende Bodenbearbeitung, Konturpflügen, Zwischenfruchtanbau sowie Ertüchtigung bzw. Ausbau von kommunalen Kläranlagen. Diese ersten drei Maßnahmen wirken sich maßgeblich auf eine Reduktion der Erosion aus und sind somit vor allem für die Phosphoreinträge von Bedeutung. Die Wirksamkeit der Maßnahmen hängt zum einen vom standortspezifischen Bodenabtrag (in Abhängigkeit von Niederschlag, Hangneigung und Bodenart), von den angenommenen Reduktionsraten sowie vom Flächenumfang ab, für den eine Anwendung der Maßnahmen angenommen wurde. Eine konservierende Bodenbearbeitung, Konturpflügen und Zwischenfruchtanbau bewirken auf den betroffenen Flächen jeweils eine Reduktion des Bodenabtrags um 100 %, 90 % bzw. 80 %. Die Wirksamkeit der Maßnahmen wurde im Simulationszeitraum als konstant angenommen. Eine gleichzeitige Anwendung mehrerer Maßnahmen auf einer Fläche wurde ausgeschlossen.

In den Simulationen der vorliegenden Untersuchung wird die Erosionsminderung mit Hilfe von konservierender Bodenbearbeitung, Konturpflügen und Zwischenfruchtanbau auf 2 % der Ackerflächen mit einer Hangneigung von mehr als 4 % erzielt. Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahme und

ihrer Implementierung im Modell geben Venohr et al. (2009) in Tabelle 27 und auf den Seiten 82–84. Zum anderen wird die Anwendung einer Maßnahme zur Reduktion punktueller Einträge aus urbanen Systemen simuliert. Diese sieht eine Begrenzung der N-Konzentration auf 10–30 mg l⁻¹ und der P-Konzentration auf 1–4 mg l⁻¹ (je nach Größenklasse) in den Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen vor. Die Werte sind der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser entnommen (EU 1998, Tab. 2). Die Implementierung in MONERIS beschreiben Venohr et al. (2009) auf den Seiten 90–92.

3.2.2 Datengrundlage für die Evaluierung von simulierten Nährstofffrachten

Für die Validierung der modellierten mittleren Gesamtstickstoff (TN)- und Gesamtphosphor (TP)-Frachten wurden in der EET Simulationen mit SWIM und MONERIS durchgeführt. Die Grundlage für die Abflusssimulationen mit SWIM bildeten Messwerte von über 1000 deutschen und tschechischen Klimastationen der Periode 2001–2005. Die Abflüsse aus SWIM wurden als Eingangsdaten für MONERIS verwendet, um für diesen Zeitraum die Frachten zu modellieren.

Die Plausibilitätsüberprüfung dieser Simulationen erfolgte anhand von Messwerten (Wochenmischproben) der TP- und TN-Konzentrationen von zwei Gütemessstellen der Elbe – Schmilka an der deutsch/tschechischen Grenze und Schnackenburg am Gebietsauslass – sowie der größeren Nebenflüsse in Deutschland Saale, Havel und Mulde, die für den Zeitraum 2001–2005 zur Verfügung standen. Die im Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe bereitgestellten Werte aus Wochenmischproben wurden mit den auf Tagesbasis verfügbaren Messwerten des Abflusses an den nahegelegenen Pegel (Schöna/Elbe tschechische Grenze, Neu Darchau/Elbe vor Tideeinfluss, Calbe-Grizehne/Saale vor Mündung in die Elbe, Havelberg/Havel vor Mündung in die Elbe, Bad Dübener Mulde vor Mündung in die Elbe) zu Frachten umgerechnet und anschließend nach dem „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D“ zur Umsetzung der WRRL (MKULNV 2006) zu Monats- bzw. Jahressummen aggregiert. Die Distanz zwischen der Gütemessstelle Schnackenburg und dem zugeordneten Abflusspegel Neu Darchau beträgt ca. 60 km. Bei der Berechnung der Frachten wurden daher die Abflüsse hier mit einem Faktor von 0,93 korrigiert (vgl. Behrendt et al. 2003).

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphor-Frachten 2001–2005

Abbildung 3.1 zeigt die für den Zeitraum 2001–2005 mit der Modellkette (auf Grundlage von gemessenen Klimavariablen) simulierten mittleren Monats-

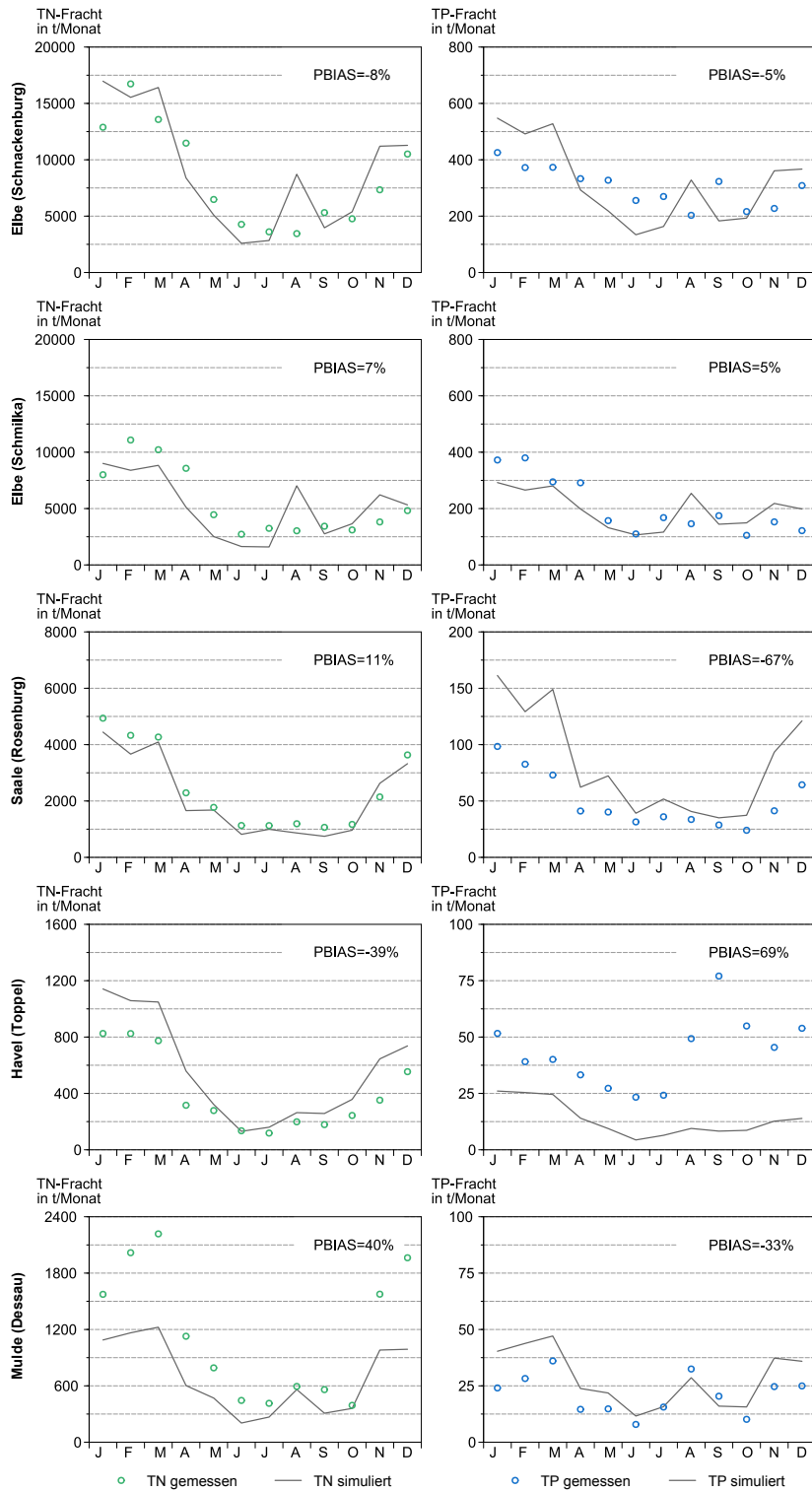


Abbildung 3.1

Gemessene und (auf Grundlage von gemessenen Klimavariablen) modellierte mittlere Monatsfrachten von TN (linke Spalte) und TP (rechte Spalte) im Zeitraum 2001–2005 an verschiedenen Messstellen der Elbe und wichtigen Nebenflüssen.

Observed and simulated (based on measured climate variables) monthly mean loads of TN (left column) and TP (right column) in the period 2001–2005 at different gauges of the Elbe and important tributaries.

Tabelle 3.1

Gemessene und (auf Grundlage von gemessenen Klimavariablen) modellierte TN- und TP-Frachten in den Jahren 2001–2005 an verschiedenen Messstellen der Elbe und wichtigen Nebenflüssen

Observed and simulated (based on measured climate variables) mean annual loads of TN and TP in the period 2001–2005 at different gauges of the Elbe and important tributaries

	TN (kt a ⁻¹)		TP (t a ⁻¹)		PBIAS (%)	
	obs	sim	obs	sim	TN	TP
Elbe – Schnackenburg	98	112	3552	4830	–13	–33
Elbe – Schmilka	64	45	2490	2390	+30	+4
Havel – Toppel	5	9	530	420	–97	+21
Saale – Rosenberg	29	27	600	1000	+8	–67
Mulde – Dessau	13	11	260	430	+14	–68

frachten im Vergleich zu gemessenen Frachten an ausgewählten Messstellen entlang der Elbe und wichtigen Nebenflüssen (Mulde, Havel und Saale). Tabelle 3.1 gibt einen Überblick über die jährlich aggregierten Modellergebnisse und Messwerte in diesem Zeitraum. Der Jahresgang der monatlichen TN- und TP-Frachten wird mit der Modellkette für die Elbe und die betrachteten Nebenflüsse gut wiedergegeben (Abb. 3.1). Sowohl im Saalegebiet als auch im Muldegebiet (hier mit Ausnahme von August und September) werden die TP-Frachten jedoch im gesamten Jahresverlauf überschätzt. Die Abweichungen der modellierten von den gemessenen Werten (PBIAS, Abb. 3.1 und Tab. 3.1) sind im Havelgebiet am größten: Die TN-Frachten werden deutlich überschätzt, während die TP-Frachten unterschätzt werden. Allerdings erfolgte hier die Berechnung der Monatsfrachten nicht auf Grundlage von gemessenen Wochenmischproben, sondern anhand von Einzelproben (2001–2003: vierzehntäglich, 2004–2005: monatlich). Der Fehler der Messwerte ist hier größer als an den anderen Messstellen, kann aber dennoch nicht die systematische Über- bzw. Unterschätzung erklären.

Untersuchungen von Kleeberg et al. (2007) zum Phosphor ergaben, dass ein wesentlicher Teil des sedimentierten Phosphors im Lauf des Jahres wieder an die Gewässer abgegeben wird und somit die Netto-Retention für Phosphor deutlich geringer ausfällt als bei der hier verwendeten, älteren Modellversion von MONERIS. Die aktuelle Modellversion von MONERIS trägt diesem Sachverhalt Rechnung.

3.3.2 Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphor-Einträge und -Frachten unter Klimawandel

Die zukünftige Entwicklung des Abflusses stellt die Leitgröße für die zukünftigen Nährstoffeinträge und -frachten dar, die deren interannuelle Fluktuation maßgeblich bestimmt. Sie wird hier am Beispiel des Abflusses am Pegel Neu Darchau behandelt (Tab. 3.2). Tabelle 3.2 gibt einen Überblick über die Änderung der Klimavariablen und Abflüsse für die drei unterschiedlichen Ausprägungen (trocken, mittel, feucht) der verwendeten Klimaszenarien des STARS- und ISI-MIP-Ansatzes. Der gemessene mittlere Monatsabfluss für das Jahr 2010 beträgt am Pegel Neu Darchau $986 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Er übersteigt deutlich den Wert der feuchten Ausprägung des STARS-Szenarios in diesem Jahr. Zwischen den einzelnen Klimavariablen besteht kein linearer Zusammenhang. Deren Änderungssignale unterscheiden sich daher zum Teil in Richtung und Betrag. Eine detaillierte Beschreibung der klimatischen und hydrologischen Änderungen im Elbegebiet für die betrachteten Szenarien geben Roers & Wechsung (2015).

Die berechneten TN- und TP-Einträge und -Frachten im Jahr 2010 des STARS-Szenarios (mittlere Ausprägung) unterscheiden sich mit $142\,000 \text{ t a}^{-1}$ (TN-Einträge) und $105\,000 \text{ t a}^{-1}$ (TN-Fracht) bzw. $7\,330 \text{ t a}^{-1}$ (TP-Einträge) und $4\,640 \text{ t a}^{-1}$ (TP-Fracht) nur geringfügig von den Einträgen (TN: $152\,000 \text{ t a}^{-1}$ und TP: $7\,500 \text{ t a}^{-1}$) und Frachten (TN: $113\,000 \text{ t a}^{-1}$ und TP: $4\,840 \text{ t a}^{-1}$) im Jahr 2016 des ISI-MIP-Szenarios (Abb. 3.2). Die gemessenen Frachten im Jahr 2010 betragen an der Messstelle Schnackenburg $137\,000 \text{ t a}^{-1}$ (TN) bzw. $4\,270 \text{ t a}^{-1}$ (TP).

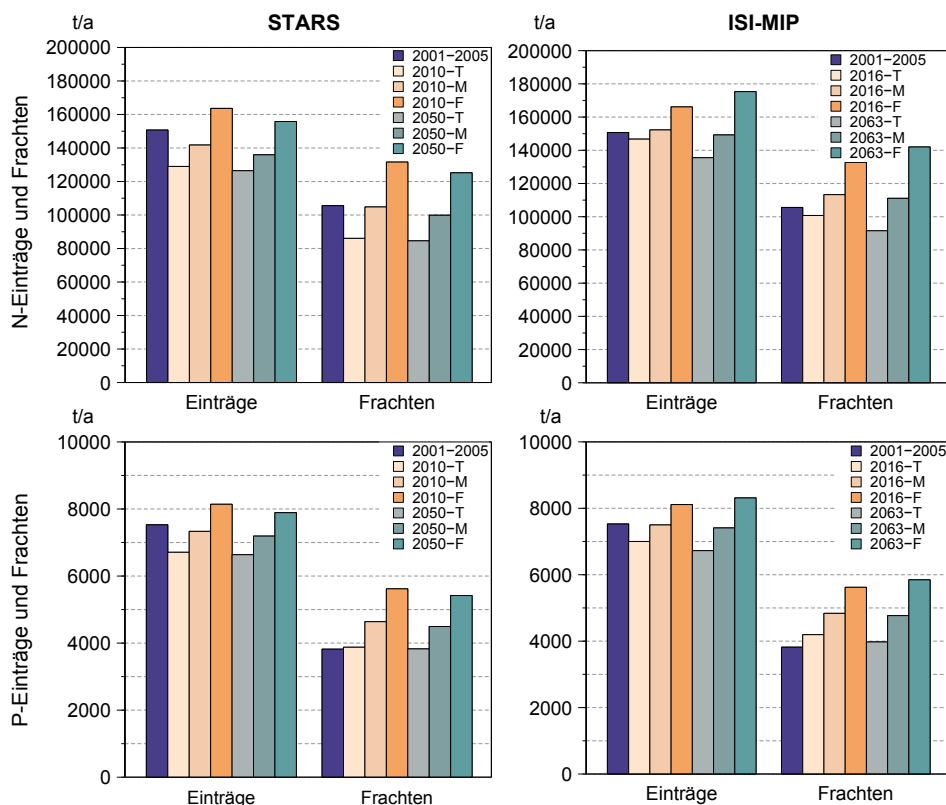
Im Jahr 2050 weichen die Werte des STARS-Szenarios vor allem bei der trockenen und feuchten Ausprägung deutlicher von jenen des ISI-MIP-Szenarios im Jahr 2063 ab (Abb. 3.2, grüne Säulen). Bei der trockenen Ausprägung ist die Änderung der mit dem ISI-MIP-Szenario berechneten Einträge und Frachten etwas größer als beim STARS-Szenario; bei der feuchten Ausprägung unterscheidet sich, in Abhängigkeit von den Niederschlägen und Abflüssen, auch die Richtung der Änderung. Beim STARS-Szenario ändern sich die TN-Einträge zwischen 2050 und 2010 um -2% (trocken), -4% (mittel) und -5% (feucht) (Abb. 3.3, Mitte links). Beim ISI-MIP-Szenario kehrt sich zwischen 2016 und 2063 die Änderung der TN-Einträge von der trockenen (-8%) und der mittleren (-2%) zu der feuchten Ausprägung ($+7\%$) um (Abb. 3.3, Mitte rechts). Die TP-Einträge ändern sich beim STARS-Szenario um -1% (trocken), -2% (mittel) und -3% (feucht) (Abb. 3, unten links). Mit dem ISI-MIP-Szenario werden Änderungen von -4% (trocken), -1% (mittel) und $+3\%$ (feucht) simuliert (Abb. 3.3, unten rechts).

Die Änderung der TP-Einträge beträgt demnach nur ungefähr die Hälfte der Änderung der TN-Einträge. Die Ursache hierfür ist nach Venohr et al. (2013), dass sich die Anteile der verschiedenen Eintragspfade und Eintragsquellen bei Phosphor und Stickstoff erheblich unterscheiden. Während bei Stickstoff die diffusen Quellen dominieren, bilden bei Phosphor die Einträge aus urbanen Systemen (Kläranlagen, Kanalsysteme sowie nicht

Tabelle 3.2

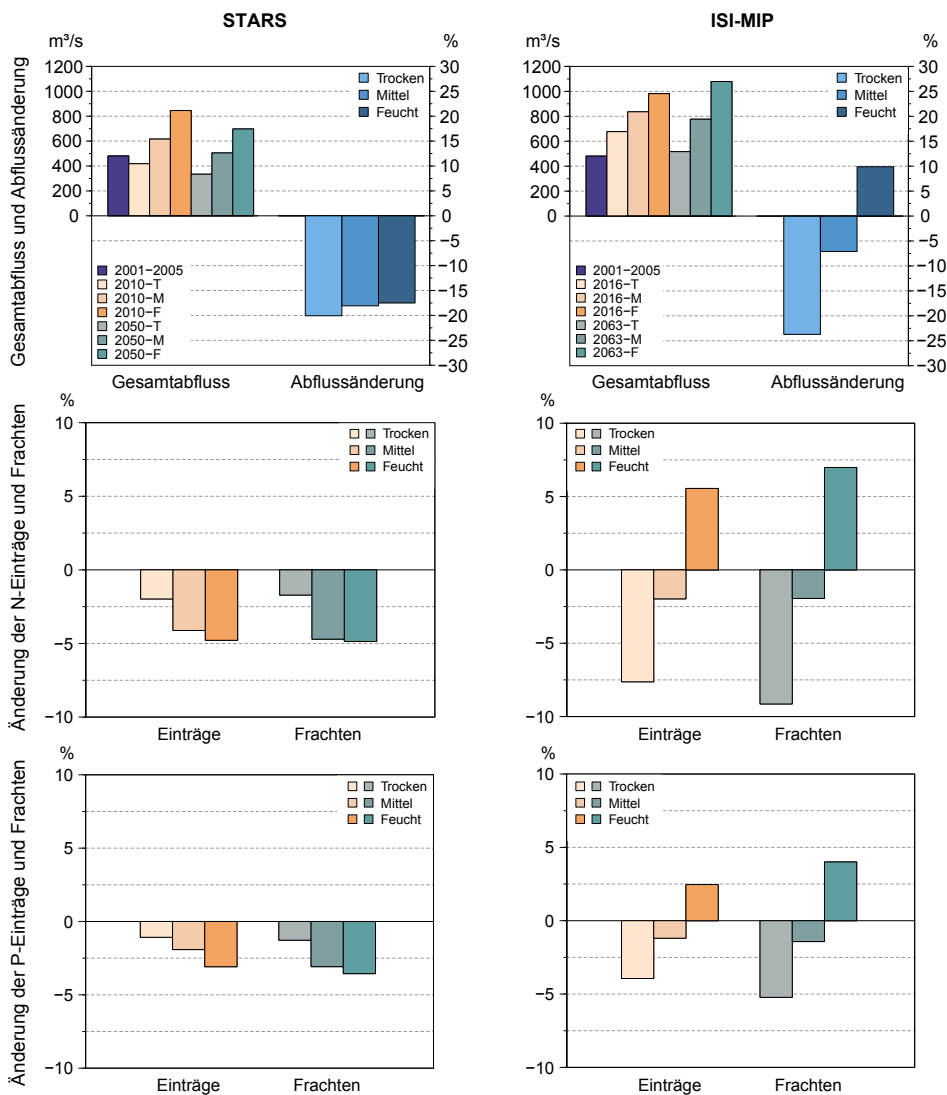
Jahresmittel der Temperatur, des Niederschlags und der Evapotranspiration im Elbeinzugsgebiet sowie mittlerer monatlicher Abfluss in Neu Darchau, jeweils zu Beginn der Simulationsperiode (2010 bei STARS und 2016 bei ISI-MIP) und am Ende der Simulationsperiode (2050 bei STARS und 2063 bei ISI-MIP) sowie absolute (Temperatur) und relative (Niederschlag, Evapotranspiration, Abfluss) Änderungen zwischen Beginn und Ende der Simulationsperiode bei trockenen, mittleren und feuchten Abflussbedingungen *Mean annual temperature, precipitation and evapotranspiration in the Elbe river basin and mean monthly runoff at gauge Neu Darchau at the beginning of the simulation period (2010 with STARS and 2016 with ISI-MIP) and at the end of the simulation period (2050 with STARS and 2063 with ISI-MIP) as well as absolute (temperature) and relative (precipitation, evapotranspiration and runoff) changes between beginning and end of the simulation period for dry, mean and wet runoff conditions*

	STARS			ISI-MIP		
	trocken	mittel	feucht	trocken	mittel	feucht
Temperatur Beginn Simulations- periode in °C	9,3	8,8	8,5	9,5	10,4	9,5
Temperatur Ende Simulations- periode in °C	10,8	10,6	10,6	11,7	11,0	11,3
Δ Temperatur in K	+1,5	+1,8	+2,2	+2,2	+0,6	+1,9
Niederschlag Beginn Simulations- periode in mm a ⁻¹	708	723	740	736	782	829
Niederschlag Ende Simulations- periode in mm a ⁻¹	714	686	717	644	735	863
Δ Niederschlag in %	+1	-5	-3	-12	-6	+4
Evapotranspiration Beginn Simulations- periode in mm a ⁻¹	582	596	612	580	619	583
Evapotranspiration Ende Simulations- periode in mm a ⁻¹	614	599	626	579	592	627
Δ Evapotrans- piration in %	+6	+1	+2	± 0	-4	+8
Abfluss (Neu Darchau) Beginn Simulations- periode in m ³ s ⁻¹	418	616	846	677	836	982
Abfluss (Neu Darchau) Ende Simulations- periode in m ³ s ⁻¹	334	505	698	517	777	1079
Δ Abfluss (Neu Darchau) in %	-20	-18	-18	-24	-7	+10

**Abbildung 3.2**

TN-Einträge und -Frachten (oben) sowie TP-Einträge und -Frachten (unten) im Elbeinzugsgebiet für den Ist-Zustand (Mittel der Jahre 2001–2005) und für zukünftige trockene, mittlere und feuchte Abflussbedingungen, simuliert mit den 100 STARS-Realisierungen (linke Spalte) und mit dem ISI-MIP-Ensemble (rechte Spalte).

TN-emissions and loads (top) and TP-emissions and loads (bottom) in the Elbe River basin for the current state (average of the period 2001–2005) and for dry, mean and wet future runoff conditions simulated using the 100 STARS realisations (left column) and the ISI-MIP ensemble (right column).

**Abbildung 3.3**

Änderung des mittleren monatlichen Abflusses in Neu Darchau (oben), Änderung der TN-Einträge und -Frachten (mittig) sowie Änderung der TP-Einträge und -Frachten (unten) im Elbebecken für zukünftige trockene, mittlere und feuchte Abflussbedingungen, simuliert mit den 100 STARS-Realisierungen (links) und mit dem ISI-MIP-Ensemble (rechts).

Change in mean monthly runoff in Neu Darchau (top), change in TN-emissions and loads (middle) and change in TP-emissions and loads (bottom) in the Elbe River basin for future dry, mean and wet runoff conditions, simulated using the 100 STARS realisations (left) and the ISI-MIP ensemble (right).

angeschlossene Einwohner und Flächen) die größten Anteile (Abb. 3.4). Diese Einträge aus Punktquellen verändern sich bei unterschiedlichen Abflussbedingungen nur geringfügig. Dagegen zeigen diffuse Einträge einen stärkeren Zusammenhang mit den Abflussbedingungen (Venohr et al. 2013). Für beide Nährstoffe ist charakteristisch, dass die Anteile aus Siedlungen mit abnehmendem Abfluss zunehmen, was nach Venohr et al. (2013) vor allem auf die näherungsweise abflussunabhängigen Einträge aus Kläranlagen zurückzuführen ist. Im Vergleich zu den feuchten Ausprägungen ergeben sich daher bei den trockenen Ausprägungen des STARS-Szenarios für das Jahr 2050 größere Anteile der urbanen Systeme an den Gesamteinträgen. Der kleinste Anteil der urbanen Systeme an den Gesamteinträgen wird bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios für das Jahr 2063 simuliert, die durch eine Abflusszunahme gekennzeichnet ist.

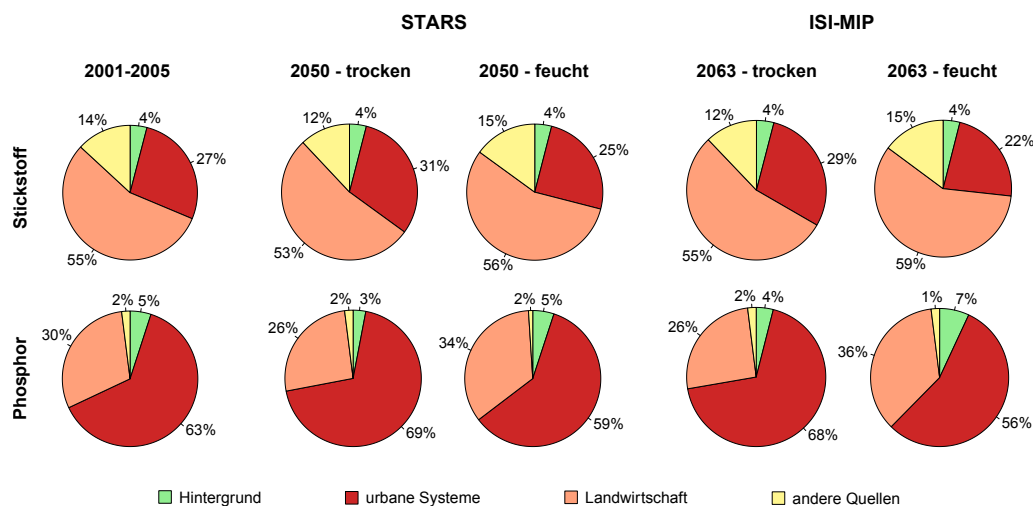


Abbildung 3.4

Anteile verschiedener Eintragspfade an den TN- und TP-Einträgen im Elbegebiet für den Ist-Zustand 2001–2005 und für die trockene und feuchte Ausprägung des STARS-Szenarios im Jahr 2050 bzw. für die trockene und feuchte Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios im Jahr 2063.

Share of different emission pathways in the TN- and TP-emissions in the Elbe River basin for the current state (average of the period 2001–2005) and for the dry and wet specification of the STARS scenario in the year 2050 and of the ISI-MIP scenario in the year 2063.

Die Änderung der Frachten liegt sowohl beim STARS-Szenario als auch beim ISI-MIP-Szenario bis zu 2 % über den Eintragsänderungen (Abb. 3.3). Die Änderung der Einträge beider Nährstoffe korreliert mit der Änderung des Abflusses (Abb. 3.5). Die Frachten reagieren jedoch insgesamt sensitiver auf Abflussänderungen, da sich die Nährstoffretention in Abhängigkeit von den Abflussbedingungen ändert. Nach Behrendt & Opitz (1999) nimmt die frachtengewichtete Nährstoffretention exponentiell mit Zunahme der Abflussspende ab. Eine Reduktion der Abflussspende bewirkt also neben der Reduktion der Einträge eine Zunahme der Retention, was zu einer

zusätzlichen Reduktion der Frachten führt. Der umgekehrte Effekt tritt bei einer Zunahme der Niederschläge und Abflüsse auf, durch die es zu erhöhten Einträgen kommt; z. B. über Erosion oder eine verstärkte Auswaschung von Nährstoffen bei einer gleichzeitig reduzierten Retention der Nährstoffe im Boden, im Zwischenabfluss und in den Oberflächengewässern. Diese Auswirkung ist bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios erkennbar (Abb. 3.5).

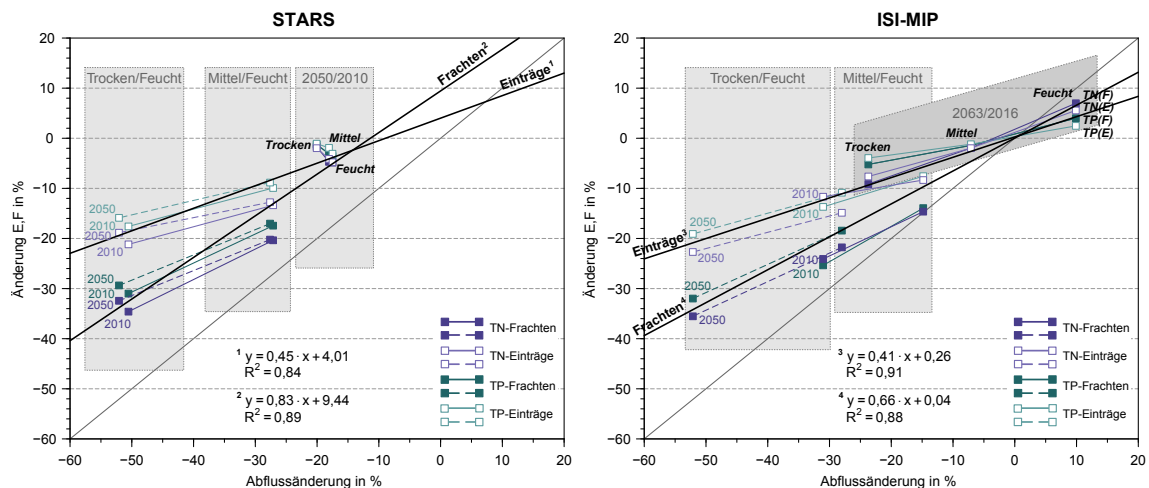


Abbildung 3.5

Korrelation zwischen relativer Änderung der TN- und TP-Einträge (E) und -Frachten (F) und relativer Änderung des mittleren monatlichen Abflusses in Neu Darchau. Die einzelnen Quadrate repräsentieren jeweils die Änderung zwischen Zeiträumen (2050 versus 2010 beim STARS-Szenario bzw. 2063 versus 2016 beim ISI-MIP-Szenario) bei verschiedenen Abflusssituationen (trocken, mittel, feucht) und zwischen Abflusssituationen (mittel vs. feucht und trocken vs. feucht) in verschiedenen Jahren (2010 und 2050 bzw. 2016 und 2063).

Correlation between the relative change in TN- and TP-emissions (E) and loads (F) and the relative change in mean monthly runoff at gauge Neu Darchau. Each square represents the change between periods (2050 versus 2010 for the STARS scenario and 2063 versus 2016 for the ISI-MIP scenario) for different runoff conditions (dry, mean, wet) and between different runoff conditions (mean vs. wet and dry vs. wet) in different years (2010/2050 and 2016/2063).

Abbildung 3.6 zeigt die räumliche Verteilung der Änderungen der Nährstoffeinträge im Elbegebiet für die jeweils feuchte Ausprägung der beiden Szenarien. Während sowohl die TN- als auch die TP-Einträge beim STARS-Szenario im größten Teil des Einzugsgebiets abnehmen, zeigt sich beim ISI-MIP-Szenario, mit Ausnahme des tschechischen Teils des Einzugsgebiets, eine Zunahme der Einträge beider Nährstoffe.

3.3.3 Effekt von Reduktionsmaßnahmen unter Klimawandel

Die Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion diffuser Einträge aus der Landwirtschaft und punktueller Einträge aus urbanen Systemen ist exemplarisch für zwei Maßnahmen in den Abbildungen 3.7 und 3.8 dargestellt. Die

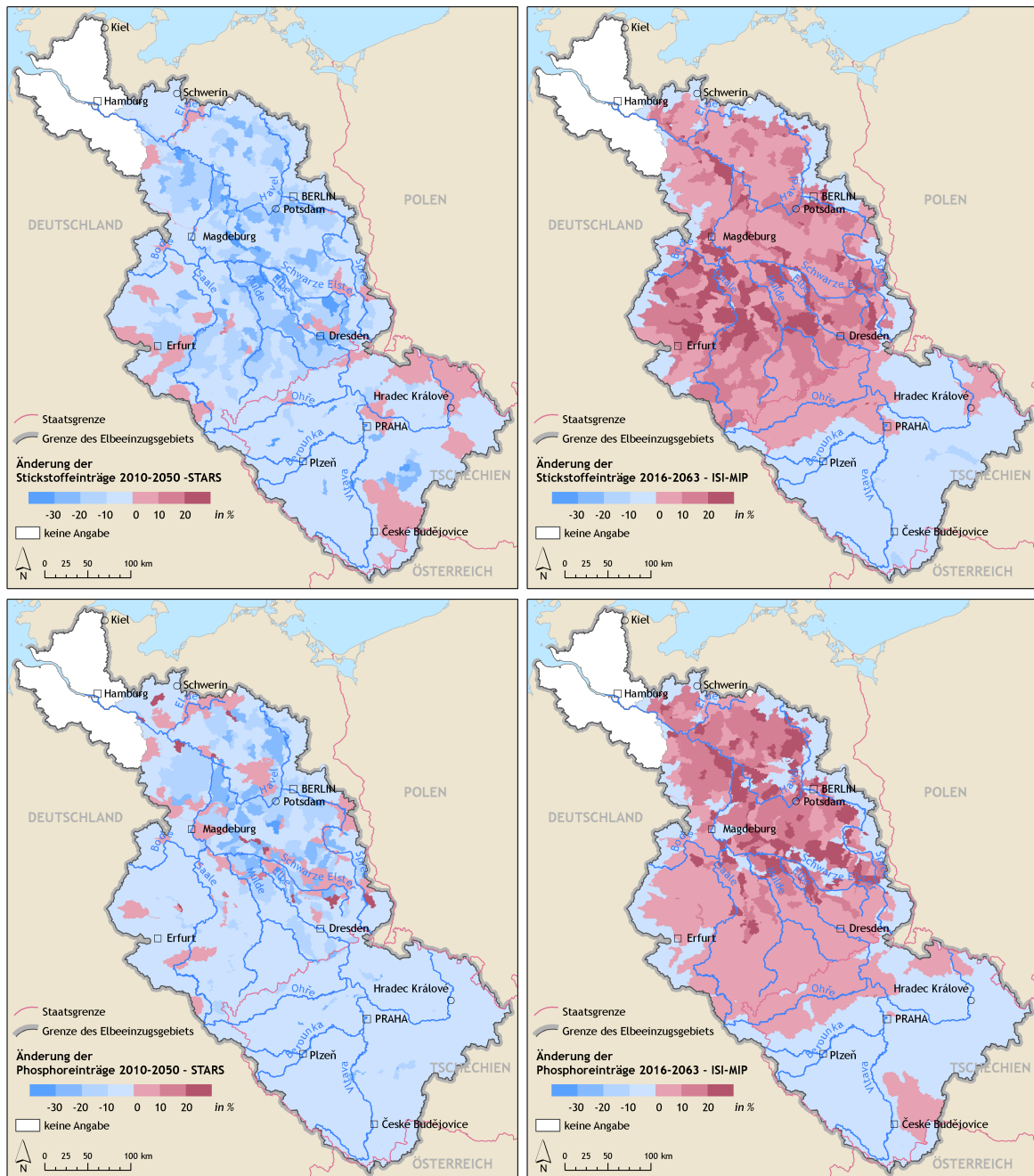


Abbildung 3.6

Relative Änderung der TN- (oben) und TP- (unten) Einträge im Elbegebiet zwischen 2010 und 2050 für die feuchte Ausprägung des STARS-Szenarios (links) und zwischen 2016 und 2063 für die feuchte Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios (rechts).

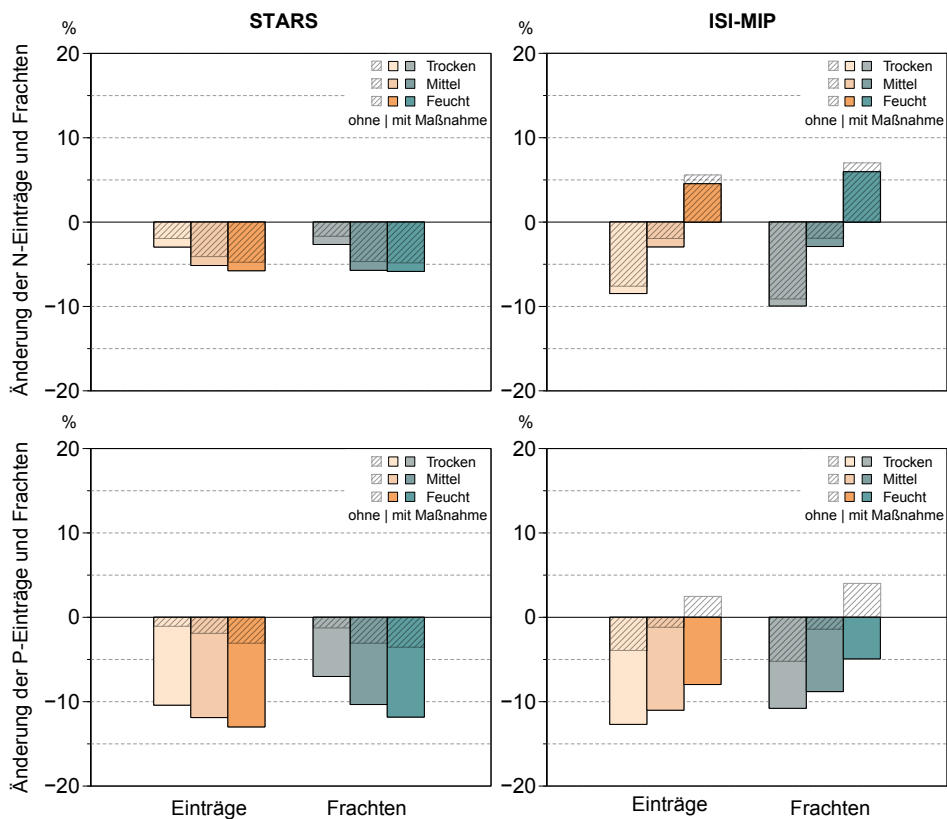
Relative change in TN- (top) and TP- (bottom) emissions in the Elbe River basin between 2010 and 2050 for the wet specification of the STARS scenario (left) and between 2016 and 2063 for the wet specification of the ISI-MIP scenario (right).

Maßnahme zur Erosionsminderung bewirkt zusätzlich zur klimabedingten Änderung, aufgrund des geringen Anteils der N-Einträgen über Erosion, erwartungsgemäß geringe Änderung der TN-Frachten und -Einträge um -1% bei allen Ausprägungen beider Klimaszenarien. Bei den TP-Einträgen betragen die maßnahmenbedingten Änderungen hingegen -9% (ISI-MIP/STARS trocken) und -10% (ISI-MIP/STARS mittel und feucht). Die Frachten ändern sich um -6% (ISI-MIP/STARS trocken), -7% (ISI-MIP/STARS mittel) und -8% (STARS feucht) bzw. -9% (ISI-MIP feucht). Der TP-Eintrag von landwirtschaftlichen Flächen erfolgt im Vergleich zu TN zu einem größeren Teil in partikulär gebundener Form. Zum Beispiel misst Kronvang (1992) in einem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet in Dänemark einen Anteil von partikulärem Phosphor an den TP-Frachten von 66% . Im Elbegebiet berechnen Behrendt et al. (2003) für den Zeitraum 1998–2000 einen Anteil der Erosion an den TP-Einträgen von ca. 40% . Bei den TN-Einträgen beträgt der Anteil der Erosion in diesem Zeitraum nur 3% . Erosionsmindernde Maßnahmen wirken sich daher in stärkerem Maße auf die Einträge und Frachten von Phosphor als auf die von Stickstoff aus. Bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios bewirkt die Maßnahme trotz der klimabedingten Zunahme der Einträge um 4% eine Abnahme der resultierenden Einträge um 5% .

Mit der Maßnahme zur Reduktion punktueller Einträge (3.8) ändert sich der TN-Eintrag zusätzlich um -3% (ISI-MIP/STARS trocken und mittel) bzw. -2% (ISI-MIP/STARS feucht). Bei den TN-Frachten bewirkt die Maßnahme eine Änderung von -4% (ISI-MIP/STARS trocken) und -3% (ISI-MIP/STARS mittel und feucht). Die zusätzliche Änderung der TP-Einträge beträgt -6% (ISI-MIP/STARS trocken und mittel) bzw. -5% (ISI-MIP/STARS feucht). Die TP-Frachten ändern sich aufgrund der Maßnahme zusätzlich um -10% (ISI-MIP trocken) bzw. -11% (STARS trocken), -9% (ISI-MIP/STARS mittel) und -8% (ISI-MIP/STARS feucht). Auch hier bewirkt die Maßnahme bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios trotz der klimabedingten Zunahme der Einträge eine Abnahme der resultierenden TP-Einträge und -Frachten um 4% . Die insgesamt geringe Abnahme der Einträge durch diese Maßnahme belegt, dass die Kläranlagen die Ziele der Abwasserverordnung bereits weitestgehend erfüllen. Aktuelle Berechnungen haben belegt, dass für das Jahr 2010 die Abwasserverordnung bereits nahezu vollständig umgesetzt wurde (Becker & Venohr 2015).

3.4 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass szenariobedingte Niederschlags- und Abflussänderungen zu deutlichen Änderungen der Nährstoffeinträge und -frachten führen können. Das Änderungssignal des Abflusses unterscheidet sich bei den beiden betrachteten Klimaszenarien, je nach Ausprägung, im Betrag oder zusätzlich in der Richtung. Gleichwohl ist die Korrelation zwischen Abflussänderung und Änderungen der Einträge und Frachten in beiden Szenarien ähnlich stark; die Regressionsparameter weisen nur bei den Ein-



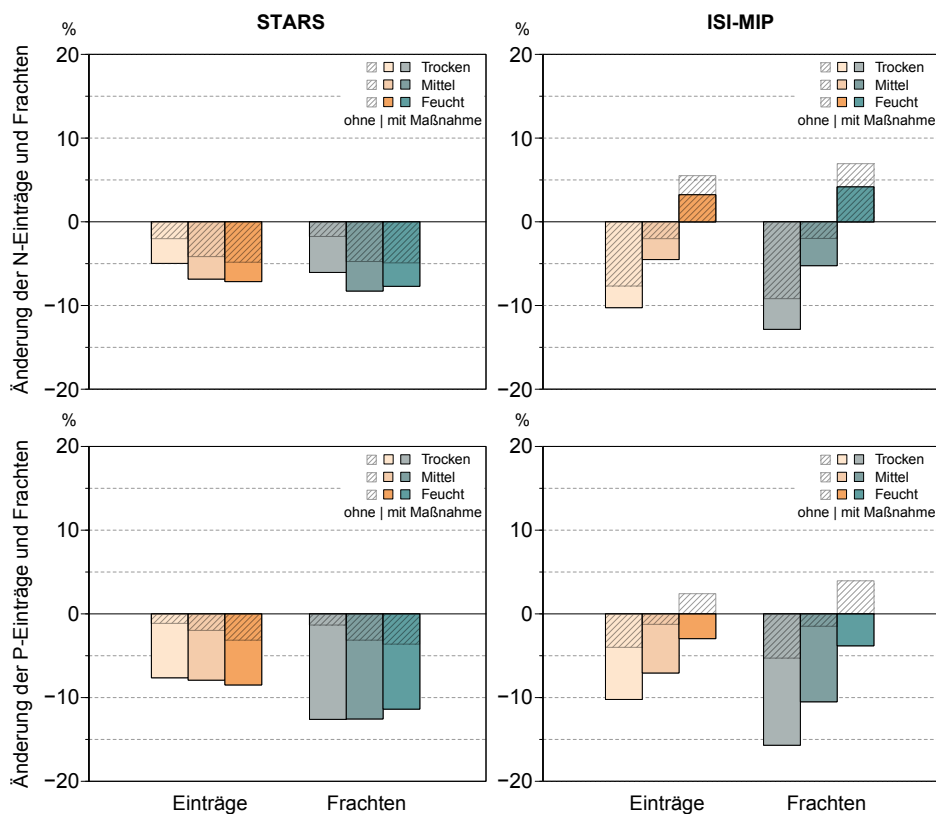
Bewirtschaftungsplan gemäß EU-WRRL

Erosionsminderung durch konservierende Bodenbearbeitung/Konturpflügen/Zwischenfruchtanbau
2 % der Ackerflächen mit Hangneigung > 4 %

Abbildung 3.7

Änderung der TN- (oben) und TP- (unten) Einträge und -Frachten im Elbeinzugsgebiet bei Anwendung einer Maßnahme aus dem Maßnahmenkatalog des Bewirtschaftungsplans gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Reduktion der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft. Die grau schraffierten Säulen zeigen jeweils die Änderungen ohne Maßnahme.

Change in TN- (top) and TP- (bottom) emissions and loads in the Elbe River basin when applying a measure from the management plan according to the EU-water framework directive that aims at reducing diffuse emissions from agriculture. The gray shaded bars represent the changes without applying the measure.



EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser

N- und P-Konzentration in den Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen		
< 10000 Einwohnerwert (EW)	P: 4 mg/l	N: 30 mg/l
10000 - 100000 EW	P: 2 mg/l	N: 15 mg/l
> 100000 EW	P: 1 mg/l	N: 10 mg/l

Abbildung 3.8

Änderung der TN- (oben) und TP- (unten) Einträge und -Frachten im Elbeinzugsgebiet bei Anwendung der Richtwerte aus der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser. Die grau schraffierten Säulen repräsentieren jeweils die Änderungen ohne Maßnahme.

Change in TN- (top) and TP- (bottom) emissions and loads in the Elbe River basin when applying the target values from the EU-waste water treatment directive. The gray shaded bars represent the changes without applying the measure.

trägen deutlichere Unterschiede zwischen den Szenarien auf (Abb. 3.5). Diese können auf den insgesamt trockeneren Charakter des STARS-Szenarios zurückgeführt werden, der zu einer stärkeren Retentionswirkung führt.

Die feuchte Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios erweitert die Bandbreite der trockenen Projektionen von STARS, bei denen die Abflüsse in allen drei Ausprägungen abnehmen.

Die Ergebnisse können als Grundlage für eine Annahme dienen, wie sich die Nährstoffeinträge und -frachten in den nächsten 50 Jahren aufgrund des Klimawandels verändern könnten. Im Schwankungsbereich der Szenarien ergeben sich aus den projizierten Abflussänderungen nur geringe Auswirkungen auf Nährstoffeinträge und -frachten. Diese geringe Sensitivität ist auch ein Hauptgrund für die vergleichsweise geringen Unterschiede zwischen den Szenarien.

Grundsätzlich bestätigen die Ergebnisse die Erwartung, dass die Änderung der Einträge und Frachten geringer ausfallen als die Änderungen des Niederschlags und der Abflüsse. Dies ist zum einen dadurch zu erklären, dass nur ein Teil der Einträge direkt niederschlagsgetrieben sind (Erosion, Abschwämmung, Mischkanalisationsentlastung). Einträge über kommunale Kläranlagen (insbesondere die Anteile aus Haushalten und Industrie) sind hingegen weitestgehend niederschlagsunabhängig. Zusätzlich wurden keine Klimawandel-bedingten Änderungen im N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt, die sich aus anderen Wachstumsbedingungen und Ernteentzügen ergeben könnten. Damit bleiben, abgesehen von leicht variierenden Denitrifikationsraten im Boden, die Stickstoff-Einträge über Drainagen und Grundwasser in der Jahressumme weitestgehend unverändert.

Berücksichtigt man die im Folgenden beschriebenen Unsicherheiten in den beteiligten Modellen zur Simulation der Klimaänderung, Abflussgenerierung und Nährstoffeinträgen, sind Änderungen von unter 10 % geringer als die Gesamtunsicherheit der Modellkette und sollten somit eher hinsichtlich der angezeigten Tendenzen interpretiert werden.

Zum einen sind die Klimaszenarien mit einem Fehler behaftet. Martínková et al. (2011) vergleichen die mit SWIM simulierte Nitrat-Frachten in einem Teileinzugsgebiet der Elbe (jeweils angetrieben mit STARS und REMO), um daraus eine Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Nitratfrachten abzuleiten. Während das dynamische Klimamodell REMO eine Zunahme der Abflüsse und Nitratfrachten im Winter projiziert, nehmen mit STARS die Nitratfrachten ganzjährig ab. Die Autoren führen die größte Unsicherheit hierbei auf die Unterschiede in den Modellansätzen der Klimamodelle zurück. Da selbst die feuchte Ausprägung des STARS-Szenarios durch eine Niederschlagsabnahme gekennzeichnet ist, schlussfolgern sie, dass das STARS-Szenario für zukünftige Klimaänderungen nicht repräsentativ ist. Die Untersuchungen von Wechsung & Wechsung (2014, 2015) bestätigen diese Aussage; sie zeigen, dass die STARS-Simulationen keine eigene Projektionsgüte besitzen.

Zwar ist das ISI-MIP-Szenario methodisch besser begründet als das

STARS-Szenario und daher plausibler, trotzdem beinhaltet auch dieses Szenario einen Fehler, der u. a. auf die große räumliche Auflösung, die Unsicherheit in den Annahmen für die verschiedenen RCP und die Unsicherheit zurückzuführen ist, die sich aus den Randbedingungen ergibt, auf die die Klimamodelle unterschiedlich sensitiv reagieren.

Im zweiten Teil der Modellkette wird durch SWIM ein weiterer Fehler hinzugefügt. Ein Effekt der unvermeidbaren Generalisierungen bei der räumlich verteilten hydrologischen Modellierung ist, dass die Güte der Simulationen mit der Größe der betrachteten Teileinzugsgebiete abnimmt (vgl. Conradt et al. 2012b und Roers et al. 2013).

Ein vergleichbarer Effekt tritt bei der Stoffeintragsmodellierung auf. Am Beispiel der oberen Stör zeigen Venohr et al. (2005), dass die Modellgüte von MONERIS mit kleiner werdender Teileinzugsgebietsgröße abnimmt. Als Ursache führen sie an, dass mit abnehmender Modell-Skala die räumliche und zeitliche Variabilität der Einzugsgebietscharakteristika und gleichzeitig der Einfluss der verschiedenen Eintragsprozesse sowie deren Bedeutung für die Gesamteinträge zunehmen. Behrendt et al. (2002) modellierten mit MONERIS für den Zeitraum 1998–2000 die Frachten in verschiedenen deutschen Einzugsgebieten. Für die Gesamtelbe sind die Abweichungen der Simulations- von den Messwerten ähnlich gering wie bei den Simulationen mit der in der vorliegenden Untersuchung genutzten EET-Version. Jedoch zeigen sich in den damaligen Simulationen ebenfalls größere Abweichungen in den Nebenflüssen. Im Havelgebiet betragen sie sowohl bei TN als auch bei TP über 50 %, im Saale- und Muldegebiet jeweils zwischen 7 und 16 %. Hesse & Krysanova (2016) simulieren mit SWIM im Zeitraum 2001–2010 für Nitrat-Stickstoff und Phosphat-Phosphor im Havel- und Muldegebiet ebenfalls schlechtere Ergebnisse als in der Gesamtelbe. Es handelt sich daher um ein Problem, das von Modellversion und -ansatz unabhängig ist. Die vorliegenden Analysen beziehen sich aus den genannten Gründen auf die Eintragungssituation im Gesamtgebiet.

Generell ist die Stoffeintragsmodellierung, die im dritten Teil der Modellkette zur Anwendung kommt, mit Unsicherheiten verbunden. Deren Quellen sind nach Lindenschmidt et al. (2007): Unsicherheiten bei der Parametrisierung, Unsicherheiten in den Eingangsdaten und strukturelle Unsicherheiten, die sich aus der mathematischen Beschreibung der Nährstoffumsetzungsprozesse im Boden, im Grundwasser, in den Gewässern und in den Sedimenten ergeben. Diese Feststellungen gelten sowohl für statistische Modellansätze wie MONERIS als auch für prozessbasiert-deterministische Modellansätze wie z. B. dem von Hesse & Krysanova (2016).

Hesse & Krysanova (2016) und Hesse et al. (2012) integrieren biogeochemische Umsetzungsprozesse (Algenwachstum, Ammoniumzyklus) in Form mathematischer Gleichungen in SWIM und wenden das Modell für das Elbe- bzw. das Saale-Einzugsgebiet an. Sie erzielen mit dieser Modellanpassung bessere Ergebnisse. Allerdings muss nach Hesse et al. (2013) berücksichtigt werden, dass mit zunehmender Modellkomplexität und einer steigenden An-

zahl von Kalibrierungsparametern der Zeitaufwand der Modellentwicklung und -anwendung und wiederum die Unsicherheiten dramatisch zunehmen können.

Bei der hier umgesetzten Modellkopplung von SWIM und MONERIS wurde nur der Gesamtabfluss von SWIM an MONERIS übergeben. Da die Abflussseparation in den beiden Modellen auf unterschiedliche Weise erfolgt, unterscheiden sich die jeweils simulierten Abflusskomponenten teilweise deutlich (z. B. Änderungssignal des Oberflächenabflusses: STARS/MONERIS: -29% , STARS/SWIM: -12% , ISI-MIP/MONERIS: -15% , ISI-MIP/SWIM: $+4\%$). Eine Verwendung der durch SWIM simulierten Abflusskomponenten in MONERIS würde die Konsistenz des Modellverbundes stärken und für Folgeprojekte eine entsprechende Sensitivitätsanalyse ermöglichen.

Das hier verwendete Modellsystem entspricht trotz des Austauschs der Klimaszenarien nicht in allen Punkten dem aktuellen Entwicklungsstand der Modelle (insbesondere MONERIS). Die vorliegende Untersuchung ist aber insbesondere durch die Verwendung „eingefrorener Entwicklungsstände“ ein Beispiel und eine Motivation für eine fortlaufende Aktualisierung von Szenarien, die durch den Vergleich mit bisherigen Simulationsergebnissen eingeordnet werden können. Dies erhöht die Transparenz und Vergleichbarkeit der Ergebnisse und trägt dazu bei, das Vertrauen in die Eingangsdaten zu erhöhen.

3.5 Schlussfolgerungen

Die Auswirkungen, die unterschiedliche Änderungssignale des modellierten Abflusses auf die modellierten Nährstoffeinträge und -frachten haben, konnten mit Hilfe der Verwendung von zwei verschiedenen Szenarien zur Klimaänderung verglichen werden. Da die Entwicklung der Nährstoffeinträge und -frachten stark mit der Abflussänderung korreliert, folgen aus einer projizierten Abflussänderung gleichgerichtete Änderungen der Einträge und Frachten. Obwohl die unterschiedlichen Ausprägungen des ISI-MIP-Szenarios im Unterschied zum STARS-Szenario auch eine Abflusszunahme umfassen, bleiben die Effekte eines Szenarienaustausches gering.

Für alle drei Ausprägungen des STARS-Szenarios wird eine Änderung der TN-Einträge zwischen -2 und -5% projiziert. Mit dem ISI-MIP-Szenario wird für die trockene und mittlere Ausprägung ebenfalls eine Änderung der TN-Einträge von -8% bzw. -2% projiziert. Bei der feuchten Ausprägung führt die projizierte Abflusszunahme jedoch zu einer Änderung der TN-Einträge um $+7\%$. Die relativen Änderungen der TP-Einträge haben in beiden Szenarien in allen Ausprägungen jeweils die gleiche Richtung wie die TN-Eintragsänderung. Allerdings betragen sie jeweils nur ungefähr die Hälfte der TN-Eintragsänderung. Die Änderung der TN- und TP-Frachten liegt bei beiden Szenarien bis zu 2 Prozentpunkte über den Eintragsänderungen.

Für den Schwankungsbereich der Szenarien zeigen die Simulationsergeb-

nisse bei den Nährstoffeinträgen und -frachten eine geringe Vulnerabilität des Elbegebiets gegenüber dem Klimawandel. Die Projektionen sind, wie in der Diskussion ausgeführt wurde, mit erheblichen Fehlern behaftet. Dessen ungeachtet unterscheidet sich der Effekt der ausgewählten Maßnahmen bei den betrachteten Abflussverhältnissen nur geringfügig. Bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios ändert sich der Gesamtabfluss um +10 %, was zu einer Änderung der Einträge von +5 % bei TN bzw. +2 % bei TP und einer Änderung der Frachten von +7 % bei TN bzw. +4 % bei TP führt. Auch bei dieser Ausprägung bleibt der Eintrag-reduzierende Effekt der Maßnahmen bestehen. Die betrachteten Maßnahmen lassen sich somit als „no-regret“ Maßnahmen bezeichnen, die bei verschiedenen möglichen Klimaänderungen, repräsentiert durch zwei unterschiedliche Klimamodellansätze mit jeweils drei Klimaausprägungen, eine zusätzliche Reduktion der Nährstoffeinträge bewirken.

Obwohl die Simulationen überwiegend eine Abnahme der Einträge und Frachten zeigen, ist nicht zwangsläufig davon auszugehen, dass die Ziele der WRRL und der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) somit eher erreicht werden. Aufgrund der Tatsache, dass die Abflüsse stärker abnehmen als die Frachten, ergeben sich zwangsläufig höhere Konzentrationen in den Oberflächengewässern, was sich bei der Bewertung des chemischen Zustands der Gewässer nachteilig auswirken würde.

Conclusion

The impact of different signals of a change in river basin discharge on nutrient emissions and loads has been compared using two different climate change scenarios. As the development of nutrient emissions and loads strongly correlates with the change in runoff, a projected change in precipitation directly leads to a similarly directed change in emissions and loads. In contrast to the STARS scenario, the different specifications of the ISI-MIP scenario include an increase in river basin discharge. However, the exchange of the scenarios has only a minor effect. For all specifications of the STARS scenario a change in TN emissions between -2 and -5 % is projected. The ISI-MIP scenario projects a change in emissions of -8 % and -2 %, respectively for the dry and mean specification. As regards the wet specification, the projected increase in river basin discharge leads to a change in TN emissions of $+7$ %. In both scenarios and all specifications the relative changes in TP emissions show the same direction as the changes in TN emissions. However, they account for only half of the changes in TN emissions. In both scenarios, the changes in TN and TP loads are up to 2 percentage points higher than the changes in emissions.

In the range of the scenarios, the simulation results show only a minor vulnerability of the Elbe River basin to climate change regarding nutrient emissions and loads. As described in the discussion chapter, there are huge uncertainties in the climate projections. However, the effect of selected measures differs only slightly between the considered runoff conditions. In

the event of the wet specification of the ISI-MIP scenario, the change in river basin discharge is +10 %, which leads to a change in TN emissions of +5 % and in TP emissions of +2 % and a change in TN loads of +7 % and in TP loads of +4 %. Also in the case of this specification, the emission reducing effect of the measure persists. The considered measures can be described as “no-regret” measures causing an additional reduction in nutrient emissions regardless of the climate scenario used. Different possible climate change signals were represented by two different climate modelling approaches, each providing a scenario with a dry, mean and wet specification.

The simulations predominantly show a decrease in emissions and loads. However, this does not necessarily mean that the objectives of the water framework directive and the marine strategy framework directive will be achieved. Due to the fact that the decrease in runoff is bigger than the decrease in loads, the nutrient concentrations in the surface water bodies will increase. This has negative implications for the surface water chemical status.

Danksagungen

Wir bedanken uns bei zwei anonymen Gutachtern für ihre Kommentare zu dem Manuskript. Außerdem danken wir Herrn H. Düwel von der DHI-WASY GmbH für die technische Unterstützung bei der Nutzung der EET. Die vorliegende Untersuchung wurde durch das BMBF finanziell unterstützt (FKZ 01LW1102A).

Kapitel 4

SWIM-live 1.0 – Tagesaktuelle Simulation des Wasserhaushalts und der landwirtschaftlichen Pflanzenentwicklung im Elbegebiet

SWIM-live 1.0 – Simulation of the water balance and agricultural plant growth in the Elbe river basin on a day-to-day basis

Michael Roers, Pia Gottschalk, Tobias Conradt, Claus Rachimow & Frank Wechsung

ABSTRACT Das ökohydrologische Modell SWIM (Soil and Water Integrated Model) wird seit 2012 operationell unter Nutzung der zuletzt aktualisierten Tagesdaten von 19 Klimastationen für die flächendeckende Simulation des deutschen Elbegebietes eingesetzt. Die Modellanwendung basiert auf einer Modellversion, die in vorhergehenden Studien an Abflussdaten von Teilgebieten und dem Gesamtgebiet kalibriert und validiert wurde. Im Unterschied zu den vorausgehenden Anwendungen musste die Anzahl der verwendeten Klimastationen von ursprünglich 783 deutschen Stationen deutlich reduziert werden. Gleichzeitig wurde jedoch die Validierung verbreitert. Simulierte und gemessene Werte wurden für einzelne Pegel, einen Lysimeterstandort (Brandis) und die Winterweizenerträge bzw. deren sequentiellen Differenzen verglichen. In dieser Pilotanwendung wurde der tschechische Teil des Einzugsgebiets ausgeklammert, für die Abflussberechnung im deutschen Teil des Einzugsgebiets wurde der Abfluss des Pegels Schöna als oberer Zufluss verwendet. Die Validierung mit Simulationen für den Zeitraum 2001–2011 ergab Diskrepanzen am Lysimeterstandort und bei den Abflüssen aus den Teilgebieten Saale und Spree. Sie lassen sich zum Teil mit der notwendigen Interpolationsweite der Witterungsdaten und dem Einfluss von Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen erklären. Insgesamt aber zeigen die Validierungsergebnisse, dass schon diese Pilotversion von SWIM-live für eine ökohydrologische Ansprache des Gebietswasserhaushaltes im Elbeeinzugsgebiet genutzt werden kann. Für das integrative Zusammenwirken von Experimentatoren, Modellierern und Praktikern stellt SWIM-live

eine neue Plattform dar.

SCHLAGWÖRTER Elbe, ökohydrologisches Modell SWIM, Pflanzenentwicklung, Simulation Wasserhaushalt, tagesaktuelle Simulation

ABSTRACT The eco-hydrological Model SWIM (Soil and Water Integrated Model) has been applied to the German part of the Elbe river basin on an operational basis since 2012 using continuously updated daily data from 19 climate stations. The application is based on a model version that was calibrated and validated in previous studies, considering the streamflow at the basin outlet and at several interior gauging stations. In contrast to previous applications of the model, the number of climate stations had to be reduced significantly from originally 783 German stations. At the same time, the validation was broadened. Simulated and measured values from different gauges, from a lysimeter station (Brandis) and of the yields of winter wheat and their sequential differences were compared, respectively. In this pilot application, the Czech part of the basin was excluded, the streamflow at gauge Schöna was used as the upper inflow variable for the flow routing in the German part of the basin. The validation of the simulations in the period 2001–2011 showed discrepancies at the lysimeter site and in the flows from the sub-catchments of the rivers Saale and Spree. They can be explained partly by the low spatial density of the climate data and the influences from water-management practices. However, the validation results show that already the pilot version of SWIM-live can be used for an eco-hydrological assessment of the water balance in the Elbe river basin. SWIM-live provides a new platform that stimulates the further cooperation of experimenters, modellers and practitioners.

KEYWORDS Elbe river, ecohydrological model SWIM, plant growth, simulation of the water balance, simulation on a day-to-day-basis

4.1 Einleitung

Es existieren zahlreiche Modellansätze zur Simulation und Vorhersage hydrologischer Ereignisse, in denen zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Witterungsdaten, z. B. aus Radar- oder Satellitenmessungen (z. B. Vivoni et al. 2006, Versini 2012) bzw. aus Wettervorhersagemodellen (Ganguly & Bras 2003), mit hydrologischen Modellen kombiniert werden. Diese gekoppelten Systeme werden in vielen Gebieten u. a. für die operationelle Hochwasservorhersage eingesetzt (Moore et al. 2005) und spielen z. B. in kleinen Einzugsgebieten bei der Warnung vor Sturzflutereignissen eine wichtige Rolle (z. B. Collier 2007, Sharif et al. 2006, Georgakakos 2006). Da das Hauptaugenmerk dieser Ansätze auf der Abflusssimulation liegt, werden nicht alle Prozesse, die das Einzugsgebiet charakterisieren und das Abflussgeschehen maßgeblich beeinflussen, wie das Pflanzenwachstum oder der Bodenwasserhaushalt, im gleichen Maß in der Modellvalidierung berücksichtigt. Der Analyse dieser ökohydrologischen Prozesse wird in

anderen Studien eine zentrale Bedeutung zugemessen, u. a. um die Notwendigkeit von Bewässerungsmaßnahmen beurteilen zu können. Zu diesem Zweck integrieren z. B. Cabelguenne et al. (1997) Wettervorhersagen in das Pflanzenwachstumsmodell EPIC. Cai et al. (2009) entwickeln einen Ansatz zur Ableitung von Echtzeit-Bewässerungsplänen, indem sie die Referenzverdunstung aus täglichen Wettervorhersagedaten berechnen und diese Daten zur Simulation des Bodenwassergehalts nutzen. Die ökohydrologische Modellierung, die mit integrierten Modellen wie SWIM (Soil and Water Integrated Model; Krysanova et al. 1998) durchgeführt wird, koppelt Einzugsgebietsmit Gerinneprozessen (Schmalz et al. 2012). Auf diese Weise trägt sie zu einer umfassenden Charakterisierung von Einzugsgebieten und zu einem verbesserten Prozessverständnis bei. In den letzten Jahren wurde sie zunehmend auch auf der Makroskala angewendet (Fohrer & Schmalz 2012).

Im Rahmen einer Pilotanwendung wird das ökohydrologische Modell SWIM seit 2012 mit tagesaktuellen meteorologischen Werten für das Elbeeinzugsgebiet angetrieben. Die Simulationen werden täglich aktualisiert und fortgeschrieben. Die Ergebnisse werden anschließend im Internet öffentlich zur Verfügung gestellt; im Folgenden wird dieser operationelle Modellansatz „SWIM-live“ genannt. Der Simulationszeitraum für die Initialisierung des Modells umfasst die Jahre 2001–2011. Für das aktuelle Jahr wurde eine Wiederanlauftechnik im Modell implementiert. Die eigentliche Live-Simulation wird täglich für den jeweiligen Vortag durchgeführt. Das Modell entspricht in den Parametereinstellungen und nichtmeteorologischen Eingangsdaten der von Conradt et al. (2012a) im Projekt GLOWA-Elbe parametrisierten Modellversion. Die Simulationen bleiben allerdings auf das deutsche Teilgebiet beschränkt. Der Zufluss aus Tschechien wird am Pegel Schöna übernommen. Das Stationsnetz der berücksichtigten Klimastationen wird für die erste Pilotversion von 783 auf 19 reduziert, da die erforderlichen Daten dieser Stationen tagesaktuell vom Deutschen Wetterdienst (DWD) im Internet bereitgestellt werden.

Die Publikation dieser Modellvariante verfolgt eine mehrfache Zielstellung. Zunächst soll der prinzipielle Nachweis erbracht werden, dass selbst unter Nutzung einer sehr geringen Anzahl verfügbarer tagesaktueller Witterungsdaten für ein stark heterogenes Einzugsgebiet eine valide Ansprache der aktuellen ökohydrologischen Situation des Elbeeinzugsgebiets mit SWIM möglich ist. Darüber hinaus wird eine neue Qualität im Zusammenwirken von Modellierern, Experimentatoren und Praktikern bei der modellbasierten Beurteilung des Landschaftswasserhaushaltes angestrebt. Die Live-Version ermöglicht einerseits eine unmittelbare Betrachtung und Beurteilung simulierter Daten. Andererseits wird der überregionale Nutzen von lokalen Messstellen und Experimenten verdeutlicht, die eine punktuelle Validierung eines ansonsten räumlich integrierenden Modellansatzes ermöglichen. Nur durch lokale Kontrollvergleiche und Modellnachjustierungen können systematische Fehler vermindert werden. Weiterhin stellen die lokalen Datensätze eine Grundlage für die prozess-orientierte Modellvalidierung zur Verfügung, die auch die Gesamtgüte des Modells besser beurteilen

lässt.

Der Abfluss im Gerinne stellt eine integrale Größe der hydrologischen Prozesse im Einzugsgebiet dar. Allerdings garantiert dessen korrekte Repräsentation durch das Modell nicht, dass die räumliche und zeitliche Dynamik sämtlicher Wasserhaushaltskomponenten im Einzugsgebiet adäquat wiedergegeben wird (Hattermann et al. 2005). Um die Vegetationsdynamik und schließlich die Ernteerträge realistisch abzubilden, ist zumindest auch eine korrekte Modellierung des Bodenwasserhaushalts sowie der Evapotranspiration notwendig.

Die Komplexität ökohydrologischer Prozesse erfordert eine multivariate Validierung, die verschiedene Themenbereiche und Skalen umfasst. Durch unterschiedliche inhaltliche, räumliche und zeitliche Perspektiven soll im Fall von SWIM-live einerseits eine robuste Parametereinstellung befördert und andererseits das potenzielle Leistungsspektrum verdeutlicht werden.

Im Mittelpunkt der Modellvalidierung stehen die Wasserflüsse. Die Abflussgenerierung wird exemplarisch an einem Lysimeterstandort des Elbeeinzugsgebiets überprüft. Die flächige Simulation des Bodenwasserhaushalts wird indirekt mit Hilfe von Ertragsreihen landwirtschaftlicher Kulturen evaluiert. Die finale integrative Überprüfung des Modells erfolgt an wichtigen Abflusspegeln des Gerinnes: An den Gebietsauslässen großer deutscher Teileinzugsgebiete (Saale, Havel) sowie oberhalb des Gebietsauslasses der Elbe in den tidebeeinflussten Bereich.

Der Validierungszeitraum umfasst für den Bodenwasserhaushalt und die Ertragsreihen des Lysimeterstandorts die Jahre 1981–1997, für die flächige Ertragssimulation die Jahre 2002–2010 und für den Abfluss an den verschiedenen Pegeln die Jahre 2001–2011. In diesen Zeitraum fallen die Extremjahre 2002 und 2003, die durch ihren außergewöhnlich feuchten (2002) bzw. trockenen (2003) Verlauf gekennzeichnet sind. Sie dienen als Referenz bei der Einordnung des aktuellen Witterungsverlaufs. Da im operationellen Modus – abgesehen von den Abflüssen – keine tagesaktuellen Messdaten zur Verfügung stehen, erfolgt für das aktuelle Jahr keine statistische Bewertung der Modellgüte.

4.2 Methoden und Daten

4.2.1 Das ökohydrologische Modell SWIM

SWIM wurde auf der Basis der Modelle SWAT (Arnold et al. 1993, 1998) und MATSALU (Krysanova et al. 1989) entwickelt. Die wichtigsten Modellgleichungen sind im Folgenden aufgeführt. Eine vollständige Beschreibung der einzelnen Modellkomponenten wird in Krysanova et al. (2000) gegeben.

Die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration basiert auf der Turc-Ivanov Methode (Turc 1961, Wendling & Schellin 1986):

Ansatz nach Turc für: $T \geq 5^\circ\text{C}$

$$ETP = 0,0031 \cdot (G + 209,4) \cdot \frac{T}{T + 15} \cdot ETPF \quad (4.1)$$

Ansatz nach Ivanov für: $T < 5^\circ\text{C}$

$$ETP = 0,000036 \cdot (T + 25)^2 \cdot (100 - RH) \quad (4.2)$$

mit:

ETP	Potentielle Evapotranspiration in mm d^{-1}
G	Globalstrahlung in $\text{J cm}^2 \text{d}^{-1}$
$ETPF$	Empirischer Faktor für jeden Monat
T	Tagesmitteltemperatur in $^\circ\text{C}$
RH	Relative Luftfeuchtigkeit in %

Der Oberflächenabfluss wird mit der Curve Number Methode des Soil Conservation Service (SCS) berechnet (Arnold et al. 1993):

für: $P_t > 0,2 \cdot S_x$

$$Q_t = \frac{P_t - 0,2 \cdot S_x^2}{P_t + 0,8 \cdot S_x} \quad (4.3)$$

für: $P_t \leq 0,2 \cdot S_x$

$$Q_t = 0 \quad (4.4)$$

mit:

P_t	Niederschlag für den Zeitschritt t in mm d^{-1}
Q_t	Oberflächenabfluss für den Zeitschritt t in mm d^{-1}
S_x	dimensionsloser Retentionskoeffizient

Der Retentionskoeffizient variiert je nach Bodentyp, Landnutzung und Gefälle der Geländeoberfläche sowie zeitlich aufgrund der Änderung des Bodenwassergehalts. S_x verhält sich zur Curve Number C_N des SCS, die für drei verschiedene Zustände der Bodenfeuchte definiert ist, wie folgt:

$$S_x = 254 \cdot \left(\frac{100}{C_N} - 1 \right) \quad (4.5)$$

Die Bewegung des infiltrierten Wassers durch die Bodenschichten wird folgendermaßen berechnet:

$$P_{perc_t} = W_{S_{t+1}} - W_{S_t} = W_{S_t} \cdot \left[1 - \exp\left(\frac{-\Delta t}{T_T}\right) \right] \quad (4.6)$$

mit:

$Perc_t$	Perkolationsrate für den Zeitschritt t in mm d^{-1}
Δt	Zeitintervall in d
$W_{S_{t+1}}$	Bodenwassergehalt zu Beginn des Tages in mm
W_{S_t}	Bodenwassergehalt am Ende des Tages in mm
T_T	Fließzeit für jede Bodenschicht in d

T_T wird mit der Gleichung für einen Linearspeicher berechnet:

$$T_T = \frac{W_{S_t} - F_C}{K(\Theta)} = \frac{W_{S_t} - F_C}{K_S \cdot \left(\frac{W_{S_t}}{U_L}\right)^\beta} \quad (4.7)$$

mit:

$K(\Theta)$	Hydraulische Leitfähigkeit in mm d^{-1}
K_S	Gesättigte Leitfähigkeit in mm d^{-1}
β	Formparameter
F_C	Bodenwassergehalt bei Feldkapazität in mm
U_L	Bodenwassergehalt bei Sättigung in mm^{-1}

Die Gleichungen für den Grundwasserabfluss und den Grundwasserflurabstand wurden von dem Ansatz von Smedema & Rycroft (1983) abgeleitet, unter der Annahme, dass die Änderung im Grundwasserabfluss zum Zeitpunkt t proportional zu der Änderungsrate des Grundwasserflurabstands ist:

$$q_t = q_{t-1} \cdot \exp(-\alpha \cdot \Delta t) + R_{C_{\Delta t}} \cdot (1 - \exp(-\alpha \cdot \Delta t)) \quad (4.8)$$

$$h_t = h_{t-1} \cdot \exp(-\alpha \cdot \Delta t) + \frac{R_{C_{\Delta t}}}{0,8 \cdot S \cdot \alpha} \cdot (1 - \exp(-\alpha \cdot \Delta t)) \quad (4.9)$$

$$\alpha = \frac{10 \cdot T}{S \cdot L^2} \quad (4.10)$$

mit:

q_t	Grundwasserabfluss in mm d^{-1}
h_t	Grundwasserflurabstand in m
R_C	Grundwasserneubildung in mm d^{-1}
S	Spezifische Speichermenge in $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$
α	Reaktionsfaktor
T	Transmissivität in $\text{m}^2 \text{d}^{-1}$
L	Hanglänge in m

Der Abfluss im Gerinne wird über die Teileinzugsgebiete akkumuliert und berechnet sich nach der Muskingum-Methode (Maidment 1993), die auf einer Kontinuitätsgleichung beruht:

$$\frac{d(S_R)}{dt} = Q_{it} - Q_{ot} \quad (4.11)$$

mit:

S_R	Wasservolumen im Teileinzugsgebiet in m^3
Q_{it}	Zufluss zum Teileinzugsgebiet für den Zeitschritt t in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
Q_{ot}	Abfluss aus dem Teileinzugsgebiet für den Zeitschritt t in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$

Die Muskingum-Methode leitet daraus eine variable Speicher-Gleichung für den Abfluss ab:

$$S_{Rt} = K_R \cdot [X \cdot Q_{it} + (1 - X) \cdot Q_{ot}] \quad (4.12)$$

mit:

X	Dimensionsloser Gewichtungsfaktor
K_R	Konstante für die Speicherzeit abhängig von der Gerinnelänge und der Geschwindigkeit der Welle

Die räumliche Disaggregation erfolgt in SWIM in drei Stufen: Das Gesamteinzugsgebiet wird in Teileinzugsgebiete, sogenannte sub-basins, unterteilt, die sich wiederum aus Hydrotopen zusammensetzen. Bei den Hydrotopen handelt es sich um als homogen betrachtete Landschaftseinheiten in Bezug auf Landnutzung, Bodenprofil und Wasserdynamik (Krysanova et al. 1998). Sie bilden aufgrund ihres einheitlichen hydrologischen Verhaltens die unterste Ebene für die Simulation. Wasserflüsse, Pflanzenwachstum und Stickstoffdynamik werden in täglicher Auflösung für jedes Hydrotop berechnet, dessen Boden in bis zu 10 Schichten untergliedert werden kann.

Bei dem Pflanzenwachstumsmodul von SWIM handelt es sich um eine vereinfachte Form des EPIC Modells (Williams et al. 1983). Die Blattflächenentwicklung wird mit Hilfe eines Temperatursummenansatzes modelliert. Das Lambert-Beer'sche Gesetz wird genutzt, um die durch die Blattfläche absorbierte photosynthetisch aktive Strahlung zu bestimmen, die mittels einfacher Koeffizienten in Biomasse umgerechnet und auf verschiedene funktionale Einheiten (Wurzel, Spross, geerntete Organe) verteilt wird. Stressfunktionen reduzieren das potenzielle mögliche Wachstum, wenn Umweltfaktoren (Temperatur, Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit) von der optimalen Konstellation abweichen.

Die lateralen Abflüsse aus den Hydrotopen werden auf der Ebene der Teileinzugsgebiete aggregiert und durch die Teileinzugsgebiete entsprechend ihrer Abfolge im gesamten Flussnetz weitergeleitet, wobei Verluste durch

Infiltration und Evapotranspiration (Krysanova et al. 2000) berücksichtigt werden.

SWIM wurde im Elbeinzugsgebiet bereits für unterschiedliche Fragestellungen angewendet und validiert. Conradt et al. (2012a) simulieren die natürliche Wasserverfügbarkeit für Klimaszenarien, mit einem Zeithorizont bis zum Jahr 2053, unter der Berücksichtigung von Einflüssen durch die Wasserbewirtschaftung. Eine Validierungsstudie auf unterschiedlichen räumlichen Skalen wird von Hattermann et al. (2005) durchgeführt. Post et al. (2008) untersuchen die Auswirkungen des Klimawandels auf den Boden-Kohlenstoffspeicher im deutschen Elbeinzugsgebiet. Daneben behandeln u. a. die Studien von Bronstert & Itzerott (2006), Hattermann et al. (2004, 2006), Habeck et al. (2005) und Krysanova et al. (2006) Teilgebiete des Elbeinzugsgebiets.

4.2.2 Modellkonfiguration und Datengrundlagen

Grundlage für die räumliche Gliederung des Gebiets bildet die digitale Einzugsgebietskarte des Umweltbundesamts. Die topographischen Charakteristika wurden von frei verfügbaren SRTM-Daten der NASA (Farr et al. 2007) nach der Methodik von Krysanova et al. (2000) abgeleitet. Die Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) liefert die notwendigen grob auflösenden Informationen zu den Böden im deutschen Teil des Einzugsgebiets (Hartwich et al. 1995). Grundwasserbeeinflusste Böden wurden als Feuchtgebiete klassifiziert, in denen die Vegetationsentwicklung mit einer direkten Wasseraufnahme aus dem Grundwasser modelliert wird. Sie wurden für den brandenburgischen Teil des Einzugsgebiets anhand einer detaillierteren Bodenkarte identifiziert (Tab. 4.1). Die Karte der aktuellen Landnutzung wurde durch die Reklassifizierung der CORINE Land Cover Karte (Bossard et al. 2000) in die 15 Landnutzungsklassen von SWIM erzeugt. Durch die Verschneidung der verschiedenen digitalen Karten wurden die Hydrotöpfe generiert (vgl. Conradt et al. 2007a, 2012a).

Für die Pilotversion von SWIM-live werden alle Teileinzugsgebiete oberhalb des Pegels Schöna aus dem Referenzmodell von Conradt et al. (2007a, 2012a) entfernt. Die Zahl der sub-basins reduziert sich daher von 2278 auf 1159 und die Hydrotopenzahl von 47 500 auf 27 150. Die Fläche des betrachteten Einzugsgebiets beträgt 83 471 km². Der Abfluss der Elbe am Pegel Schöna wird als oberer Zufluss für das Abfluss-Routing des deutschen Teils des Einzugsgebiets verwendet. Hierfür stehen geprüfte tägliche Abflusswerte der Zeitreihe 2001–2011 der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) zur Verfügung, die durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) bereitgestellt werden. Die Abflusswerte des jeweils zurückliegenden Tages im laufenden Jahr werden täglich von einem Server des gewässerkundlichen Informationsdienstes des WSV (Pegelonline 2013) heruntergeladen, wo sie alle 24 Stunden aktualisiert werden. Hierbei handelt es sich um Rohdaten mit einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten, die zu Tagesmittelwerten aggregiert werden.

Tabelle 4.1

Datengrundlagen und -quellen der SWIM-live Version
Database and data sources of the SWIM-live version

	Datengrundlage	Datenquelle
Topographie	SRTM-3 räuml. Auflösung: 3 arcsec	National Geospatial-Intelligence Agency/National Aeronautics and Space Administration bereitgestellt durch den U.S. Geological Survey
Böden	Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000)	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Landnutzung	CORINE Land Cover (CLC2000) räuml. Auflösung: 250 × 250 m ²	European Environment Agency
Feuchtgebiete	Bodenübersichtskarte 1:300.000 Grundkarte Bodengeologie (für Brandenburg)	Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg
	Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000)	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Einzugsgebiet	Digitales Gewässernetz (DLM 1000)	Umweltbundesamt
Meteorologie	Tagesaktuelle Werte der frei verfügbaren deutschen Stationen	Deutscher Wetterdienst
Abfluss	Abflussreihen (Tageswerte) für ausgewählte Validierungspegel	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Abfluss-Rohdaten (zeitl. Auflösung: 15 min) für tschechischen Zufluss bzw. Validierungspegel	PEGELONLINE (Hrsg.: Wasser und Schifffahrtsverwaltung des Bundes)

4.2.3 Meteorologische Daten

Die für die Modellierung erforderlichen täglichen Werte des Niederschlags, der relativen Luftfeuchtigkeit sowie Minimum-, Mittel- und Maximumtemperatur werden von 19 Klimastationen des DWD bezogen (Abb. 4.1). Für diese Stationen liegen keine Werte der Globalstrahlung vor, die zusätzlich vom Modell benötigt werden. Daher wird der von Oesterle (2001) entwickelte Ansatz angewendet, um die Globalstrahlung aus der Sonnenscheindauer zu berechnen. Die Parameter der hierfür genutzten jeweils lokal gültigen Regressionsfunktionen werden aus den an sieben deutschen Klimastationen gemessenen Werten geschätzt. Die Niederschlagsmessungen sind mit einem

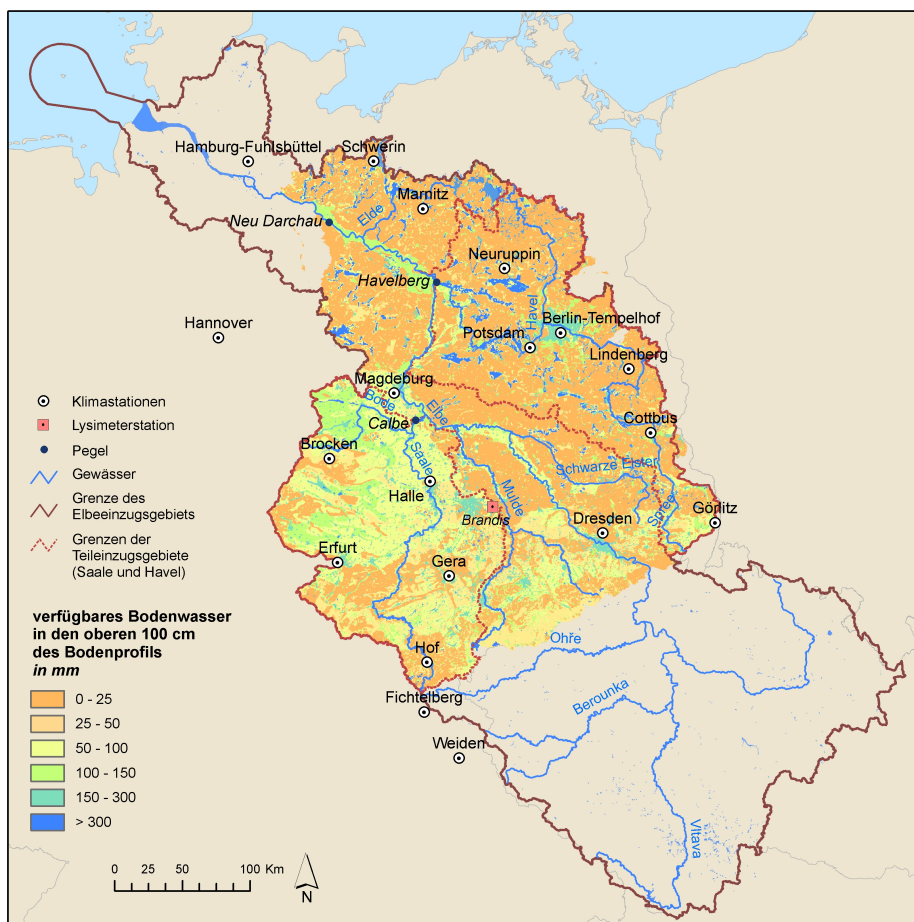


Abbildung 4.1

Lage der verwendeten Klimastationen und der Lysimeterstation Brandis im Einzugsgebiet der Elbe. Dargestellt ist außerdem der simulierte Bodenwassergehalt am 30.05.2012 in den oberen 100 cm des Bodenprofils.

Locations of the weather stations and of the lysimeter station Brandis in the Elbe basin. The simulated available soil water in the upper 100 cm of the soil profile on 30 May 2012 is shown in addition.

systematischen Fehler behaftet, der sich aus dem Windfehler (aufgrund der

Deformation des Strömungsfeldes) sowie dem Benetzungs- und Verdunstungsfehler des Sammelgefäßes zusammensetzt. Der Gesamtfehler durch Benetzung und Verdunstung kann nach Richter (1995) je nach Jahreszeit und Stationslage 2 % bis 9 % betragen, der Windfehler je nach Exposition und Niederschlagsart 2 % bis 58 %. Für SWIM-live wird die in Tab. 4.2 aufgeführte Niederschlagskorrekturfunktion nach Richter verwendet, die je nach Tagesmitteltemperatur zwischen flüssigem Niederschlag, Mischniederschlag und Schnee sowie zwischen Sommer- und Winterhalbjahr unterscheidet. Nach Richter berücksichtigt sie im Unterschied zur pauschalen Niederschlagskorrektur die Wirkung regionaler und orographisch bedingter Unterschiede in der Häufigkeit der Niederschlagsarten und -höhen auf den Messfehler in umfassenderer Weise. Die Korrektur ist nicht an eine bestimmte Zeitskala gebunden. Sie führt insbesondere in den Wintermonaten mit stark variierenden Anteilen der einzelnen Niederschlagsarten zu wesentlich genaueren Ergebnissen.

Die Korrektur führt im deutschen Elbeeinzugsgebiet bzw. in den Teileinzugsgebieten zu einer Erhöhung der Niederschläge von 11 % (Mittelwert der Jahre 2001–2012). Im deutschen Elbegebiet sind das im Mittel 76 mm a^{-1} , im Saalegebiet 84 mm a^{-1} und im Havelgebiet 68 mm a^{-1} mehr Niederschlag als ohne Niederschlagskorrektur. Zur Interpolation der Witterungsdaten

Tabelle 4.2

Niederschlagskorrektur (ΔN) bei unterschiedlichen Tagesmitteltemperaturen (T) und Jahreszeiten

Correction of precipitation (ΔN) for different daily mean temperatures (T) and seasons

	Flüssiger Niederschlag ($T > 2^\circ\text{C}$)	Misch- niederschlag ($1^\circ\text{C} < T \leq 2^\circ\text{C}$)	Schnee ($T \leq 1^\circ\text{C}$)
Sommer (April–September)	$\Delta N =$ $0,28 \cdot N^{0,38}$	–	–
Winter (Oktober–März)	$\Delta N =$ $0,24 \cdot N^{0,46}$	$\Delta N =$ $0,305 \cdot N^{0,55}$	$\Delta N =$ $0,33 \cdot N^{0,82}$

auf die Teileinzugsgebiete des Modells wird die Inverse Distanzgewichtung angewendet. Die Suchdistanz wird bei diesem Verfahren zunächst auf 40 km festgelegt. Sind in dieser Entfernung nicht mindestens drei Nachbarn vorhanden, wird sie iterativ um 10 % bis zur maximalen Suchdistanz von 400 km erhöht. Im Mittel wird die Interpolation an allen Schätzpunkten in den Einzugsgebieten mit 3,2 Nachbarn durchgeführt.

4.2.4 Benutzerschnittstelle

Die Arbeitsschritte für den Betrieb von SWIM-live umfassen das tagesaktuelle Herunterladen, die Aufbereitung und Visualisierung von Daten. Sie werden mit Hilfe von Skripten realisiert und zunächst auf Witterungs- und Abflussdaten der Zeitreihe 2001–2013 angewendet. Für die tagesaktuelle

Modellierung werden die Skripte alle 24 Stunden automatisiert aufgerufen und die Simulation mit den aktuellen Pegel- und Witterungsdaten gestartet. Die visualisierten Ergebnisdaten werden auf der GLOWA-Elbe Projekt-homepage (https://www.pik-potsdam.de/glowa/extranet/swim_live/Swim_live.html, Login: elise, Passwort: glowa) bereitgestellt und täglich aktualisiert, so dass die Zeitreihen jeweils am Vortag enden.

4.2.5 Modellvalidierungen an Pegeln, am Lysimeterstandort Brandis und für die räumliche Ertragsvariabilität

Die Extrahierung der Teileinzugsgebiete der Saale und der Havel aus dem Gesamtgebiet erfolgt analog zu der Abtrennung des deutschen Teils des Einzugsgebiets: Zunächst werden, ausgehend von dem Teileinzugsgebiet, das die Mündung des jeweiligen Nebenflusses in die Elbe darstellt, alle oberhalb liegenden Teileinzugsgebiete ausgeschnitten. In das Saaleeinzugsgebiet fallen dabei 256 Teileinzugsgebiete (Gesamtfläche: 24 137 km²), in das Haveleinzugsgebiet 381 Teileinzugsgebiete (Gesamtfläche: 23 991 km²). Die tagesaktuelle Modellierung dieser beiden Einzugsgebiete erfolgt wie im Gesamtgebiet. Als Validierungspegel werden Calbe-Grizehne (Saale) bzw. Havelberg (Havel) verwendet. Für beide Pegel liegen tägliche Abflussdaten vor. Sie werden für den Zeitraum 2001–2011 von der BfG zur Verfügung gestellt. Seit Beginn der Pilotphase werden die Daten über Pegelonline (2013) bezogen.

Generell werden in dieser Pilotversion zunächst alle landwirtschaftlichen Ackerflächen mit Winterweizen als einziger Fruchtart besetzt. Winterweizen ist die in Deutschland flächenhaft am häufigsten angebaute Getreideart. Die simulierten Weizenerträge werden auf der Einzugsgebietsebene mit Daten der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (StÄBL 2013) verglichen, die im Internet abrufbar sind. Hierfür werden die Hektarerträge für Weizen, die auf Landkreisebene vorliegen, mit Hilfe eines GIS für das jeweilige Einzugsgebiet aggregiert, und der flächengewichtete Mittelwert für das Einzugsgebiet berechnet.

Für die Validierung der aktuellen Verdunstung, der Abflüsse (Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Sickerwasser) sowie der Erträge auf Hydrotopenebene werden Ergebnisse der Messreihe 1981–1997 von der Lysimeterstation Brandis verwendet, die von Haferkorn (2000) ausgewertet wurden. Die Lysimeterstation liegt 136 m über NHN etwa 15 km südöstlich von Leipzig am südlichen Ortsrand der Stadt Brandis (geographische Breite 51,32°N, geographische Länge 12,62°E; Abb. 4.1) (vgl. Haferkorn 2000).

Die Lysimeterstation wird im Modell anhand ihrer geographischen Lage einem Hydrotop zugeordnet. Die Simulation erfolgt mit den interpolierten und korrigierten Niederschlägen. Diese werden mit den an den Lysimetern gemessenen und ebenfalls korrigierten Niederschlägen verglichen. Für den Vergleich der simulierten mit den gemessenen Abflüssen werden die simulierten Prozessgrößen Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Sickerwasser zum Gesamtabfluss aufsummiert. Die gemessenen Sickerwassermengen der

Lysimeter beinhalten den Oberflächenabfluss und den Zwischenabfluss, da die Seitenwände und der oberirdische Rand der Lysimeterbehälter laterale Wasserflüsse verhindern. Sie entsprechen somit dem maximal möglichen Abfluss (Gesamtabfluss) des Standorts (Haferkorn 2000). Die Simulation wird mit verschiedenen Hydrotopen wiederholt, die sich in ihrem Bodentyp unterscheiden, in ihrer sonstigen Parametrisierung und Lage jedoch identisch sind. Diese Bodentypen entsprechen den Böden der Lysimeter, die in Haferkorn (2000) beschrieben sind. Hierbei handelt es sich um Bodenmonolithe, die an unterschiedlichen Orten im Einzugsgebiet der Parthe (Sachsen) sowie im Raum Wittenberg (Sachsen-Anhalt), Oschatz (Sachsen) und Halle (Sachsen-Anhalt) entnommen wurden. Die Entnahmeorte sind durch quartäre Lockersedimente aus den Eisrandlagen der Elster- und Saaleeiszeit geprägt (Haferkorn 2000). Die einzelnen Bodentypen der Lysimetergruppen (LG) werden entsprechend ihrem Ausgangsmaterial zu Bodengruppen zusammengefasst (Tab. 4.7). Die Fruchtfolge aus Tab. 4.3 wird explizit –

Tabelle 4.3

Fruchtfolge des Lysimeterstandorts Brandis in den Jahren 1981–1997

Crop rotation of the Brandis lysimeter site in the years 1981–1997

Jahr	Fruchtart
1981	Zuckerrüben
1982	Winterweizen
1983	Wintergerste
1984	Weidelgras
1985	Kartoffel
1986	Winterweizen
1987	Kartoffel
1988	Winterweizen
1989	Wintergerste
1990	Zuckerrübe
1991	Winterweizen
1992	Wintergerste
1993	Grünbrache
1994	Grünbrache
1995	Rotklee
1996	Kartoffel
1997	Sommerweizen

abweichend vom generellen Verfahren in der Fläche mit Winterweizen als Monokultur – im Modell implementiert. Die Parametereinstellungen der Getreidearten werden dabei weitestgehend aus der Standard-Parametertafel

von SWIM (vgl. Krysanova et al. 2000) übernommen. Soweit die Aussaat- und Erntetermine des Standortes bekannt sind, werden diese im Modell berücksichtigt. Für die Knollenfrüchte Kartoffeln und Rüben wird der Ernte-Index (Anteil des eigentlichen Ernteproduktes an der Gesamtpflanzenmasse) entsprechend den Werten aus landwirtschaftlichen Studien von Goudriaan et al. (2001) angepasst. Die simulierten Erträge der einzelnen Anbaufrüchte werden mit den gemessenen Erträgen am Lysimeterstandort verglichen.

4.2.6 Modellgüte

Neben dem visuellen Vergleich der Modellsimulationsergebnisse mit gemessenen Daten werden unterschiedliche statistische Indikatoren verwendet, um die Modellgüte unter verschiedenen Gesichtspunkten zu bewerten. Die Auswahl von Methoden, die in Nash & Sutcliffe (1970), Loague & Green (1991), Smith et al. (1997) und Moriasi et al. (2007) beschrieben sind, umfasst folgende Gütemaße:

Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE),

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_{gem_i} - X_{sim_i})^2}{\sum_{i=1}^n (X_{gem_i} - \bar{X}_{gem})^2} \quad (4.13)$$

Korrelationskoeffizient (r),

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (X_{gem_i} - \bar{X}_{gem}) \cdot (X_{sim_i} - \bar{X}_{sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_{gem_i} - \bar{X}_{gem})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (X_{sim_i} - \bar{X}_{sim})^2}} \quad (4.14)$$

Mittlerer relativer Fehler (rME),

$$rME = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{(X_{sim_i} - X_{gem_i})}{X_{gem_i}}}{n} \quad (4.15)$$

Prozentuale Abweichung (PBIAS),

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (X_{gem_i} - X_{sim_i}) \cdot 100}{\sum_{i=1}^n X_{gem_i}} \quad (4.16)$$

Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers (rRMSE),

$$rRMSE = \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (X_{sim_i} - X_{gem_i})^2}}{\bar{X}_{gem}} \quad (4.17)$$

mit:

X_{gem_i}	gemessener Wert am Tag i
X_{sim_i}	simulierter Wert am Tag i
\bar{X}_{gem}	Mittelwert der gemessenen Werte
\bar{X}_{sim}	Mittelwert der simulierten Werte
n	Anzahl Tage

Bei der hydrologischen Modellierung wird oft die NSE zur Bewertung der Modellgüte herangezogen. Der Wertebereich liegt zwischen $-\infty$ und 1, bei einem Wert von 1 besteht eine perfekte Übereinstimmung zwischen simulierten und gemessenen Werten. Liegt die NSE im positiven Bereich, ist das Modellergebnis besser als der Mittelwert der gemessenen Werte. Die NSE bildet vor allem die Fähigkeit des Modells ab, die Abflussspitzen zu simulieren (Marx et al. 2008). Der r ist ein Maß für den linearen Zusammenhang zwischen Simulation und Messung und kann Werte zwischen -1 und $+1$ annehmen. Bei einem Wert von $+1$ bzw. -1 wird der Zusammenhang zwischen Simulation und Messung perfekt durch eine lineare Gleichung beschrieben. Sowohl der rME als auch der $PBIAS$ sind Maße für die mittlere Abweichung der simulierten von den gemessenen Werten. Positive und negative Abweichungen gleichen sich aus, daher lässt sich aus diesen Werten auch ableiten, ob die Simulation die Messungen systematisch über- oder unterschätzt. rME -Werte größer Null, bzw. $PBIAS$ -Werte kleiner Null zeigen eine Überschätzung, negative rME -Werte bzw. positive $PBIAS$ -Werte eine Unterschätzung an. Der $rRMSE$ verdeutlicht, inwieweit die simulierten Werte im Durchschnitt den gemessenen entsprechen. Positive und negative Abweichungen werden nicht miteinander verrechnet und große Fehlerbeträge aufgrund der Quadrierung stärker berücksichtigt.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Validierung der simulierten Abflüsse mit Pegeldata

Die modellierten Abflüsse am Pegel Neu Darchau im Vergleich zu den gemessenen Werten der Zeitreihe 2001–2011 sind in Abb. 4.2 dargestellt. Insgesamt werden die gemessenen Abflüsse mit dem Modell gut wiedergegeben, was in einer NSE von 0,87 Ausdruck findet (Tab. 4.4). Bei den modellierten Werten handelt es sich um den quasi-natürlichen Abfluss, d. h. um den Abfluss bei rezenter Landnutzung, jedoch ohne Berücksichtigung der Wasserbewirtschaftung. Mögliche Unterschiede zwischen gemessenen und simulierten Abflüssen können daher auch Ausdruck von nicht modellierten Bewirtschaftungseffekten sein. Die simulierten Abflüsse am Modellauslass in Neu Darchau sind durch den Zufluss aus Tschechien beeinflusst, der als Randbedingung für das Abfluss-Routing vorgegeben ist. Die am Pegel Neu Darchau vorgenommene Bewertung der Modellgüte wird hierdurch verzerrt. Durch die Subtraktion des Zuflusses bei Schöna, sowohl von den simulierten

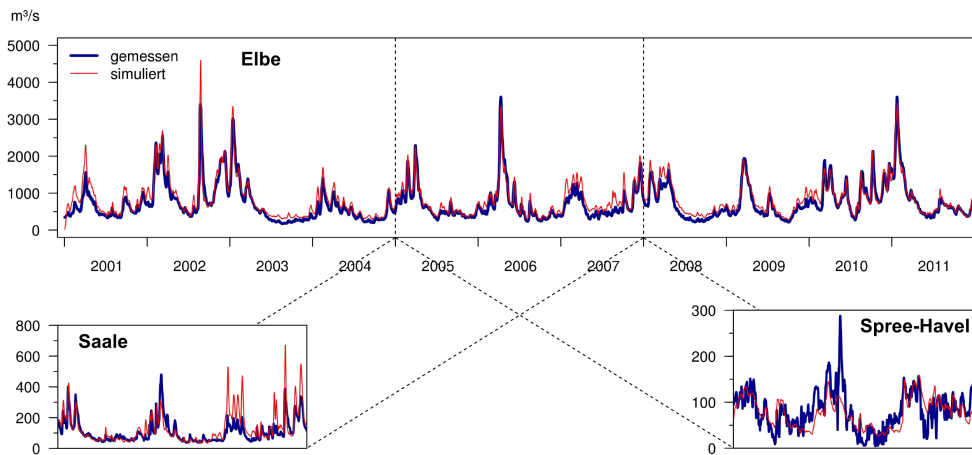


Abbildung 4.2

Simulierter und gemessener Abfluss am Pegel Neu Darchau (Elbe) im Zeitraum 2001–2011 sowie am Pegel Calbe-Grizehne (Saale) bzw. Havelberg (Havel) im Zeitraum 2005–2007.

Simulated and measured runoff at gauge Neu Darchau (Elbe) in the years 2001–2011 and at gauges Calbe-Grizehne (Saale) and Havelberg (Havel) in the years 2005–2007.

Tabelle 4.4

Statistische Kennzahlen zur Bewertung der Simulationsergebnisse des Abflusses an den Pegeln Neu Darchau, Calbe-Grizehne und Havelberg im Zeitraum 2001–2011
Statistical measures for assessing the simulations of streamflow at the gauges Neu Darchau, Calbe-Grizehne and Havelberg in the years 2001–2011

Pegel	NSE	r	rME	PBIAS (%)	rRMSE
Neu Darchau (Elbe)	0,87	0,96	0,21	–15,0	0,25
Calbe-Grizehne (Saale)	0,32	0,86	0,29	–28,2	0,63
Havelberg (Havel)	0,63	0,80	0,37	–34,2	0,37

als auch von den gemessenen Abflüssen am Pegel Neu Darchau, wird dieser Effekt weitestgehend herausgerechnet. Bei einer Länge von 534 km zwischen Schöna und Neu Darchau und einer mittleren Fließgeschwindigkeit von $0,7 \text{ m s}^{-1}$ (Büttner et al. 2006) beträgt die Translationszeit zwischen diesen beiden Pegeln ca. 9 Tage. Da sich die Fließgeschwindigkeiten je nach Wasserführung und damit auch die Translationszeiten unterscheiden, werden bei der Subtraktion der Abflüsse mit einem fixen Zeitversatz nicht alle Abflussspitzen exakt getroffen. Auf eine weitergehende Analyse mit dynamischen Translationszeiten wird hier allerdings verzichtet. Die Modellgüte verschlechtert sich durch die Korrektur kaum (NSE 0,83).

Die Abflüsse am Pegel Calbe-Grizehne (Saale-Einzugsgebiet) können im Zeitraum 2001–2011 mit einer NSE von 0,32 wiedergegeben werden.

Mit Hilfe einer linearen Regression kann die Wirkung der gegenüber dem Referenzmodell deutlich reduzierten Anzahl von Klimastationen abgeschätzt werden. Hierzu wurden die simulierten Abflüsse der zwei Modellvarianten an den Auslasspegeln der drei Einzugsgebiete (deutsche Elbe, Saale, Havel) und für das Hydrotop Brandis miteinander verglichen. Der Vergleich wurde für die Periode (2001–2010) durchgeführt.

Das Bestimmtheitsmaß der linearen Regressionen zwischen den Abflussreihen nimmt mit zunehmender Größe des betrachteten Gebietes zu (Abb. 4.3). Der Effekt einer Interpolation mit wenigen Stationen zeigt sich vor allem auf der Hydrotopebene. Im Saalegebiet werden die Abflüsse am Gebietsauslass mit 19 Stationen im Mittel höher simuliert als mit 382 Stationen (Abb. 4.3b). Hier zeigt sich, dass die hohen Niederschläge der Brocken-Station bei der Interpolation mit wenigen Stationen einen großen Einfluss auf den Abfluss des Gebiets haben. Beim Hydrotop Brandis sind die mit 19 Stationen simulierten Abflüsse im Mittel geringfügig höher als die mit 382 simulierten (Abb. 4.3d). Der Einfluss der Brocken-Station ist hier aufgrund des großen Abstands nicht mehr bemerkbar. Auch im Havelgebiet ist eine leichte Überschätzung festzustellen (Abb. 4.3c). Im Gesamtgebiet gleichen sich die Unterschiede weitestgehend aus, so dass hier bei der Verwendung von 19 Stationen nur geringfügig höhere Abflüsse simuliert werden als mit 382 Stationen (Abb. 4.3a). Auf die Güte der simulierten Abflüsse am Auslasspegel Neu Darchau hat die Erhöhung der Stationsdichte keinen Einfluss: Die NSE beträgt für die Simulation mit 382 Stationen 0,87 und verbessert sich somit nicht im Vergleich zu der Simulation mit 19 Stationen.

4.3.2 Validierung der simulierten Erträge mit Ertragsdaten der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder

Die absolute Höhe der Erträge in den drei Einzugsgebieten wird durch das Modell gut getroffen (Abb. 4.4), daher liegen die rRMSE auf einem relativ niedrigen Niveau (0,11–0,23; vgl. Tab. 4.5). Allerdings ist die Korrelation zwischen simulierten und gemessenen Erträgen vor allem im Saalegebiet schwach. Im Saale- wie auch im Havelgebiet werden die Erträge insgesamt

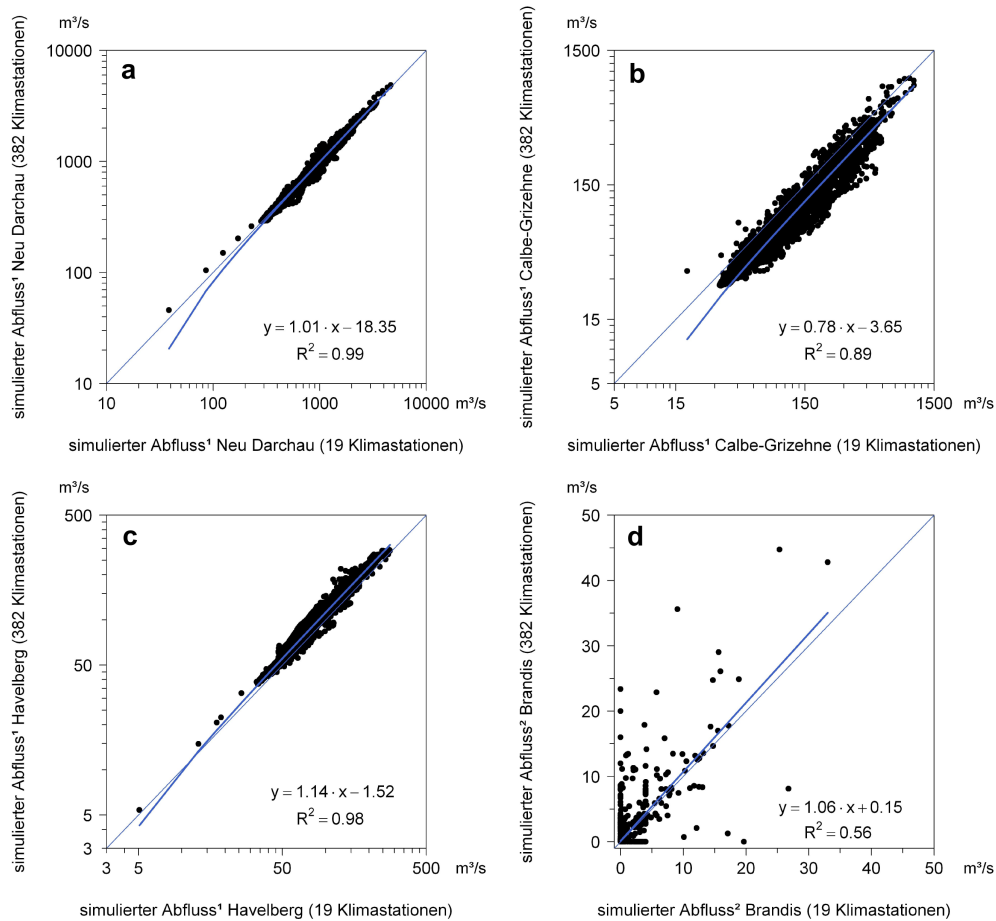


Abbildung 4.3

Vergleich der mit 19 Klimastationen simulierten Abflüsse im Zeitraum 2001–2010 mit Abflüssen, die mit 382 Klimastationen simuliert wurden, in Neu Darchau (oben links), Calbe-Grizehne (oben rechts), Havelberg (unten links) und Brandis (unten rechts). Signifikanzniveau aller Regressionskoeffizienten: $0 \leq p \leq 0,001$

Streamflow in the years 2001–2010 simulated with 19 climate stations compared with streamflow simulated with data from 382 climate stations at Neu Darchau (top left), Calbe-Grizehne (top right), Havelberg (bottom left) and Brandis (bottom right). Level of significance of all regression coefficients: $0 \leq p \leq 0.001$

¹ Abfluss im Gerinne (nach Abfluss-Routing) – routed streamflow

² Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Versickerung des Hydrotops Brandis – sum of surface runoff, interflow and infiltration of the hydrotope Brandis

unterschätzt (negative rME), während im deutschen Elbegebiet nur eine leichte Überschätzung besteht. Die negative NSE in allen drei Gebieten scheint anzuzeigen, dass die erhobenen Werte durch deren Mittelwert besser als durch das Modell reproduziert werden. Bei der interannuellen Fluktuati-

Tabelle 4.5

Statistische Kennzahlen zur Bewertung der Simulationsergebnisse der Weizenträge in den Einzugsgebieten der Elbe, der Saale und der Havel im Zeitraum 2002–2010. In Klammern die Werte für die Zeitreihe ohne das Jahr 2008

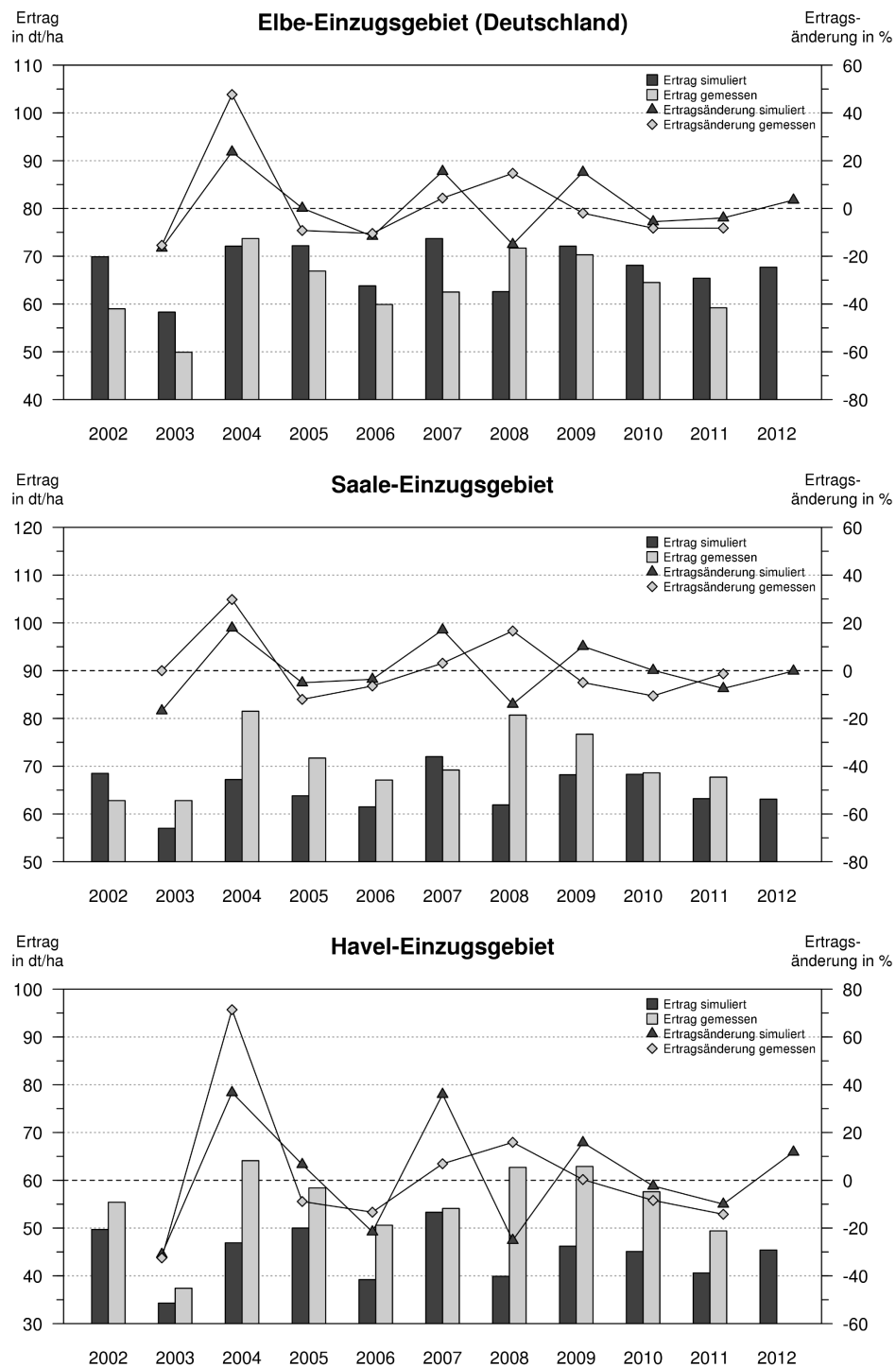
Statistical measures for assessing the simulation results of yield (winter wheat) in the Elbe basin, Saale basin and Havel basin in the years 2002–2010. In brackets, the values of this period without the year 2008

Einzugsgebiet	NSE	r	rME	PBIAS (%)	rRMSE
Elbe (deutscher Teil)	–0,07 (–0,05)	0,56 (0,81)	0,07 (0,09)	–6,4 (–8,8)	0,11 (0,11)
Saale	–1,01 (–0,55)	0,17 (0,37)	–0,07 (–0,06)	8,1 (6,1)	0,13 (0,10)
Havel	–1,7 (–1,01)	0,56 (0,71)	–0,19 (–0,17)	19,4 (17,3)	0,23 (0,20)

on der Winterweizenträge sind jedoch sowohl im Gesamteinzugsgebiet als auch in den Teileinzugsgebieten in den meisten Jahren nur geringfügige Abweichungen der Simulationsergebnisse festzustellen. Damit relativiert sich der eingangs beschriebene Befund. Die Dynamik in der jährlichen Änderung der simulierten Erträge weicht lediglich von 2007 auf 2008 stark von der Dynamik der gemessenen Daten ab. In diesen beiden Jahren weisen die modellierten Erträge in allen drei Einzugsgebieten eine im Vergleich zu den gemessenen Daten entgegengesetzte Richtung in der jährlichen Änderung des Ertrags auf. Eine Vermutung für diese Abweichungen ist der niedrige Temperaturverlauf in der Wachstumsperiode 2008, der im Modell zu einem verzögerten Wachstum und entsprechend niedrigen Erträgen führt. In der Realität waren die Witterungsbedingungen für Winterweizen allerdings ideal. 2007 war die Niederschlagssumme vergleichsweise hoch, was sich in der Realität negativ auf die Erträge ausgewirkt hat, vom Modell jedoch auch nicht erfasst wird. Hinzu kommen bei der Modellierung nicht berücksichtigte spezifische Phänomene wie der Gelbverzwergungsvirus, der 2007 auftrat und zu Ernteeinbußen führte. Wenn die Erträge des Jahres 2008 bei der Korrelationsanalyse unberücksichtigt bleiben, verbessern sich die Werte der Korrelationskoeffizienten deutlich (Tab. 4.5, Werte in Klammern).

4.3.3 Validierung der simulierten Abflüsse, Evapotranspiration und Erträge mit Daten des Lysimeterstandortes Brandis

Die simulierten monatlichen Abflusssummen (Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Sickerwasser) auf Hydrotopbasis werden mit den an den Lysimetern gemessenen Sickerwassermengen verglichen. In den gemessenen

**Abbildung 4.4**

Simulierte und auf Basis von erhobenen Kreisenerträgen berechnete Jahreserträge (Balken) und jährliche Ertragsänderung im Vergleich zum Vorjahr (Linien) von Winterweizen im Zeitraum 2002–2012 im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebiets (oben), im Saaleinzugsgebiet (Mitte) und im Haveleinzugsgebiet (unten).

Simulated annual yield of winter wheat compared with yield data, collected for each administrative district (bars) and annual change in yields (lines) in the years 2002–2012 in the German part of the Elbe basin (top), in the Saale basin (middle) and in the Havel basin (bottom).

Sickerwassermengen der unterschiedlichen Böden spiegeln sich deren unterschiedliche Wasserhaltekapazitäten und Leitfähigkeiten wider. Der Unterschied zwischen den je Lysimeterboden gemessenen monatlichen Sickerwassermengen ist größer als der zwischen den simulierten Werten. Insgesamt beträgt der rRMSE, der über die Jahressummen der Gesamtabflüsse in den Sand- und Geschiebelehm-Lysimetern gemittelt wurde, ca. 0,68 (Tab. 4.7). Während in den trockeneren Jahren 1982, 1988, 1989 und 1991 die Abflüsse vor allem bei den sandigen Böden im gesamten Jahresverlauf unterschätzt werden, lässt sich in den feuchten Jahren 1981, 1994 und 1995 bei allen Böden eine Überschätzung der monatlichen Abflusssummen zu Beginn des hydrologischen Jahres feststellen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die lateralen Flüsse des Hydrotops im Gegensatz zum Lysimeter zum Gesamtabfluss aufsummiert werden, also nicht in den Versickerungsprozess einbezogen werden und damit auch nicht für die Entnahme durch Pflanzen zur Verfügung stehen.

Die Differenz zwischen simulierten und gemessenen Jahresabflüssen der mit den unterschiedlichen Böden des Lysimeterstandortes parametrisierten Hydrotope ist in Abb. 4.5 dargestellt. Die ebenfalls in Abb. 4.5 dargestellte Differenz zwischen dem gemessenen und dem interpolierten Niederschlag des Hydrotops ist zum einen auf den Interpolationsfehler, zum anderen auf die Niederschlagskorrektur zurückzuführen, die sich bei der Modellierung von der Korrektur des am Lysimeter gemessenen Niederschlags unterscheidet. In beiden Fällen erfolgte die Korrektur nach Richter (1995), bei den gemessenen Werten jedoch zusätzlich unter Berücksichtigung der Lysimeterwägungen insbesondere in den Wintermonaten (vgl. Haferkorn 2000). Die lineare Regression von Niederschlagsfehler auf Abflussfehler bestätigt deren linearen Zusammenhang und zeigt damit, dass der Niederschlagsfehler den Abflussfehler vorgibt. Das Bestimmtheitsmaß unterscheidet sich bei den einzelnen Böden dabei nur geringfügig (Tab. 4.6). Auffällig ist die Abweichung des Abflussfehlers beim Lößboden, dessen Verlauf einen Versatz zu den anderen Böden aufweist (Abb. 4.5). Er ist hier fast im gesamten Zeitraum negativ. Diese Abweichung findet sich auch bei dem Absolutglied der Regressionsgeraden, das bei dem Lößboden mit 106 deutlich größer ist als bei den restlichen Böden (Tab. 4.6). Es entspricht der systematischen Überschätzung des Abflusses, die sich in sehr hohen rME ausdrückt (Tab. 4.7).

Die simulierten mittleren Monatssummen der Evapotranspiration für die Zeitreihe 1981–1997 zeigen bei den Bodentypen aus Sand und Geschiebelehm eine relativ gute Übereinstimmung mit den gemessenen Werten. In der ersten Hälfte des hydrologischen Jahres ist bei allen Böden eine Unterschätzung von 10–15 mm festzustellen, die sich in den Sommermonaten bei den Sandböden in eine Überschätzung umkehrt. Bei den Böden aus Geschiebelehm werden die Verdunstungsraten in den Sommermonaten ebenfalls leicht überschätzt, während sie in diesem Zeitraum bei den Lößböden zu niedrig simuliert werden. Insgesamt reagieren die modellierten Verdunstungsraten im Vergleich zu den gemessenen relativ schwach auf die

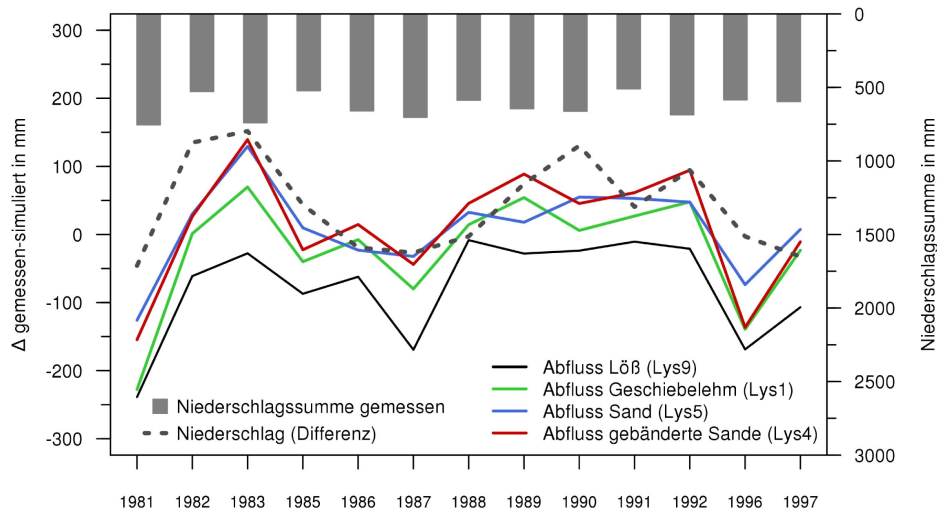


Abbildung 4.5

Differenz zwischen gemessenem und simuliertem Gesamtabfluss der mit den Böden des Lysimeterstandorts Brandis parametrisierten Hydrotope sowie Differenz zwischen dem am Lysimeterstandort gemessenen (und korrigierten) und dem aus 19 Stationen interpolierten und korrigierten Niederschlag in den Jahren 1981–1997 (ohne Zwischenfrüchte in den Jahren 1984 und 1993–1995).

Difference between measured and simulated total runoff of the hydrotope Brandis for the soils of the lysimeters and difference between measured (and corrected) precipitation and the precipitation interpolated and corrected from 19 stations in the years 1981–1997 (without catch crops in the years 1984 and 1993–1995).

Tabelle 4.6

Absolutglied (α), Steigungsparameter (β) und Bestimmtheitsmaß (R^2) der linearen Regression von Abflussfehler auf Niederschlagfehler

Intercept (α), slope (β) and coefficient of determination (R^2) of the linear regression of runoff-error against precipitation-error

Boden	α	β	R^2
Löß (LG 9)	$-105,8 \pm 19,3^{****}$	$0,67 \pm 0,25^{**}$	$0,40^{**}$
Geschiebelehm (LG 1)	$-55,6 \pm 21,6^{**}$	$0,79 \pm 0,28^{**}$	$0,43^{**}$
Sand (LG 5)	$-19,5 \pm 13,9$	$0,71 \pm 0,18^{***}$	$0,59^{***}$
gebänderte Sande (LG 4)	$-24,5 \pm 20,9$	$0,86 \pm 0,27^{***}$	$0,49^{***}$

Signifikanzniveau: $0 \leq p \leq 0,001^{****}$; $0,001 < p \leq 0,01^{***}$; $0,01 < p \leq 0,05^{**}$; $0,05 < p \leq 0,1^*$; $0,1 < p \leq 1$

unterschiedlichen Bodeneigenschaften, was zu rRMSE von 0,16 bis 0,26 führt (Tab. 4.7).

Die Erträge der einzelnen Fruchtarten in der Zeitreihe 1981–1997 werden exemplarisch für das entsprechend der Lysimetergruppe 8 parametrisierte Hydrotop berechnet (Abb. 4.6).

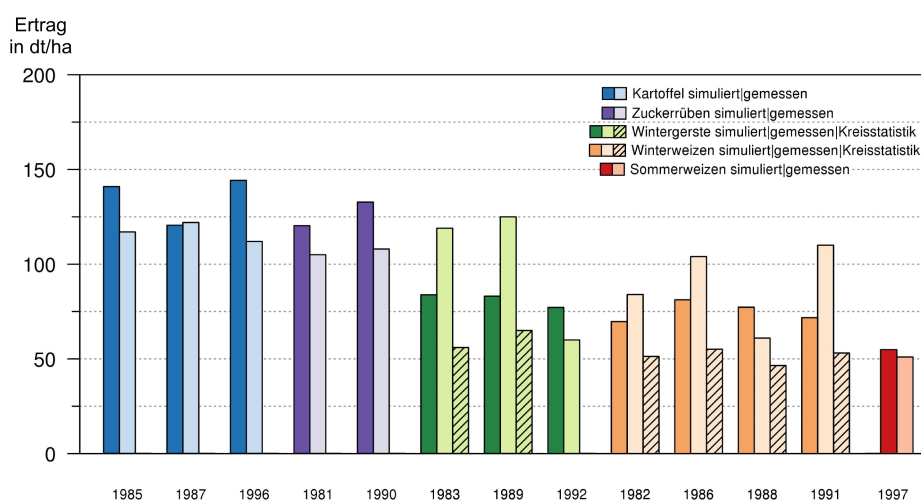


Abbildung 4.6

Simulierte und an der Lysimetergruppe 8 gemessene Ertragsdaten bzw. Ertragsdaten aus der Kreisstatistik für den Kreis Wurzen der unterschiedlichen Feldfrüchte im Zeitraum 1981–1997 in Brandis (ohne Zwischenfrüchte in den Jahren 1984 und 1993–1995).

Simulated and measured (at the lysimeter group 8) yields and statistical yield data from the administrative district Wurzen of different crops in the years 1981–1997 in Brandis (without catch crops in 1984 and 1993–1995).

Der rRMSE über alle Kulturen und Jahre beträgt 0,27, wobei die Simulationsergebnisse für Sommer- und Winterweizen die beste Übereinstimmung zeigen, da das Modell für Getreide in anderen Regionalstudien (z. B. Krysanova et al. 1998) bereits kalibriert und getestet wurde. Die am Lysimeterstandort gemessenen Wintergerste- und Winterweizenerträge übersteigen die für den ehemaligen Kreis Wurzen erhobenen Ertragswerte, in dem Brandis lag, um bis zu 100 %. Die Simulationsergebnisse ordnen sich jeweils zwischen diesen Werten ein. Auch hier zeigt sich, dass lokale Abweichungen mit dem Modell nicht abgebildet werden. Bei der interannuellen Fluktuation lassen sich ebenfalls Unterschiede zwischen gemessenen und modellierten Erträgen erkennen. Der Vergleich der simulierten Erträge der unterschiedlichen Lysimetergruppen zeigt nur geringfügige Unterschiede zwischen den verschiedenen Böden, während die gemessenen Werte zum Teil von Boden zu Boden stark variieren. Die geringe Sensitivität der modellierten Gesamtabflüsse und Evapotranspirationssummen auf die unterschiedlichen Bodeneigenschaften spiegelt sich also auch in der geringen Variabilität der Erträge auf unterschiedlichen Böden wider.

Tabelle 4.7
 Statistische Kennzahlen zur Bewertung der Simulationsergebnisse des Gesamtabflusses und der aktuellen Evapotranspiration für die unterschiedlichen Lysimetergruppen
Statistical measures for assessing the simulation results of total runoff and actual evapotranspiration for the different lysimeter groups

Lysimeter- gruppe	Boden- gruppe	Gesamtabfluss (Jahressummen)						aktuelle Evapotranspiration (mittlere Monatssummen)					
		NSE	r	rME	PIAS (%)	rRMSE	NSE	r	rME	PIAS (%)	rRMSE		
4	Gebänderte Sande	-0,27	0,76	-0,02	8,7	0,64	0,84	0,98	-0,12	-0,5	0,26		
8		-0,24	0,76	0,06	4,0	0,63	0,87	0,98	-0,13	1,4	0,23		
9	Löß	-1,42	0,85	29,44	-160,8	2,17	0,94	0,99	-0,22	15,3	0,18		
10		-1,36	0,84	24,36	-148,2	2,14	0,95	0,99	-0,21	13,5	0,16		
1	Geschiebe-	-0,64	0,77	0,27	-22,8	0,83	0,91	0,99	-0,17	6,4	0,19		
7	Lehm	-0,44	0,76	0,39	-27,2	0,78	0,91	0,99	-0,17	6,2	0,20		
11		-0,59	0,78	0,41	-32,7	0,82	0,91	0,98	-0,17	6,1	0,20		
5	Sand	0,33	0,85	-0,11	5,7	0,36	0,80	0,97	-0,12	1,9	0,26		

4.3.4 Ergebnisse der „live“ Modellierung zum Abflussgeschehen

Elbe

Der Jahresgang des Abflusses für 2012 weist zwei Abflussscheitel Anfang Februar und Anfang März auf, die mit längeren Niederschlagsperioden in den vorhergehenden Wochen sowie hohen Bodenwassergehalten (Abb. 4.7d) korrespondieren. Ab Ende März nähert sich das Abflussgeschehen, bedingt durch sehr geringe Niederschläge in diesem Monat, der Ganglinie von 2003 an. Hohe Niederschläge in den Monaten Juni und Juli kehren diesen Trend wieder um in steigende Abflüsse mit einer kleinen Spitze von $541 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ Mitte Juli. Ab Mitte August folgt der Verlauf der Abflussganglinie dem Verlauf von 2003 und liegt damit weiterhin unter dem Median der Periode 2001–2011. Erst ab Mitte November ist wieder ein steigender Trend zu beobachten.

Die kumulative klimatische Wasserbilanz im Jahr 2012 liegt bis Mitte Mai im positiven Bereich. In den ersten beiden Monaten ist eine positive Tendenz zu erkennen, die sich ab März umkehrt. Ende Mai nähert sich die Kurve dem Verlauf von 2003 an. Ab Ende Mai wird der negative Trend abgeschwächt und die Kurve verläuft fortan in der Mitte zwischen dem feuchten Verlauf von 2002 und dem trockenen Verlauf von 2003, ohne jedoch wie 2002 am Jahresende wieder positive Werte zu erreichen (Abb. 4.7a). Der Jahresgang des Bodenwassergehalts, der als Durchschnittswert aller Hydrotope mit landwirtschaftlicher Nutzung (Winterweizen) für die oberen 100 cm des Bodenprofils berechnet wird, spiegelt in der ersten Jahreshälfte die Dynamik der klimatischen Wasserbilanz wider. Im Frühjahr verläuft die Kurve fast identisch zu 2003 (Abb. 4.7g). Ende Mai werden kritische Werte von unter 30 mm erreicht. Abbildung 4.1 zeigt die räumliche Verteilung des Bodenwassergehalts für alle Flächen am 30.05.2012. Fast im gesamten Einzugsgebiet liegen die Werte zu diesem Zeitpunkt unter 50 mm, in weiten Teilen sogar unter 25 mm. Danach steigt das verfügbare Bodenwasser aufgrund des Niederschlagsereignisses vom 31.05.2012, bei dem durchschnittlich ca. 17 mm Niederschlag im Elbegebiet gefallen sind, sprunghaft an. Das Auffüllen des Bodenwasserdefizits hat zur Folge, dass dieser Niederschlag nicht abflusswirksam wird. Anfang Juni schneidet die Kurve des Bodenwassergehalts den Verlauf von 2003 und zeigt fortan einen leicht steigenden Trend, wobei sie sich bis Ende Juli den Werten von 2002 annähert (Abb. 4.7g). Ab August liegt der Bodenwassergehalt auf einem gleichbleibenden Niveau um 70 mm und steigt erst Anfang Oktober wieder kontinuierlich an. Bis zum Ende des Jahres werden wieder die Werte von 2002 erreicht.

Saale

Die Frühjahrshochwässer 2012 werden leicht überschätzt, kleinere Abflussspitzen im Juni und Juli dagegen unterschätzt (Abb. 4.7e). Das Abflussgeschehen zeigt 2012 einen ausgeglicheneren Jahresgang als 2002 und 2003, wobei sich die Sommerabflüsse auf einem ähnlichen Niveau bewegen wie

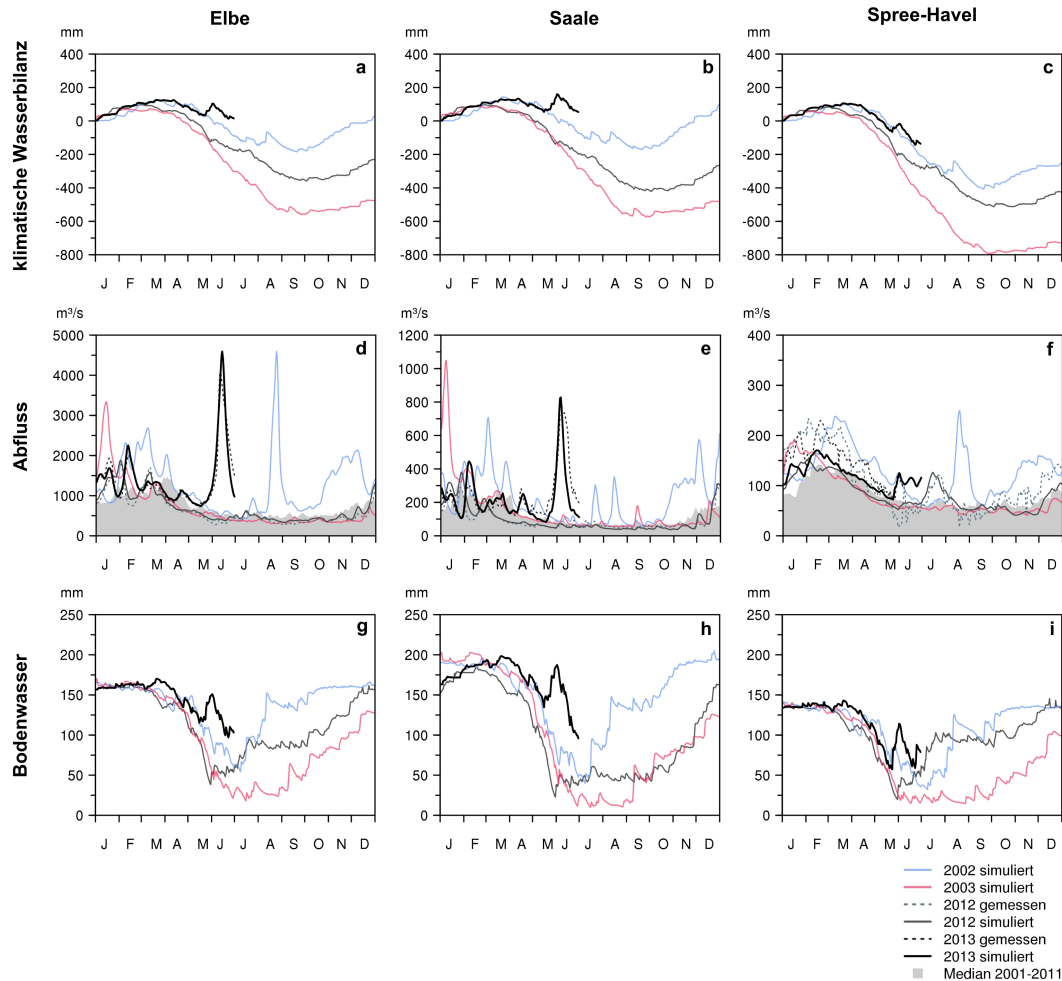


Abbildung 4.7

Gebietsmittel der kumulativen klimatischen Wasserbilanz (Differenz zwischen korrigiertem Niederschlag und potenzieller Verdunstung berechnet nach Turc-Ivanov) in den Jahren 2002, 2003, 2012 und 2013 (obere Zeile); simulierter und gemessener Abfluss an den Pegeln Neu Darchau (Elbe), Calbe-Grizehne (Saale) bzw. Havelberg (Havel) in den Jahren 2012 und 2013 sowie simulierter Abfluss in den Jahren 2002, 2003 und Median des Zeitraums 2001–2011 (mittlere Zeile); Gebietsmittel des simulierten verfügbaren Bodenwassers in den oberen 100 cm des Bodenprofils landwirtschaftlicher Flächen (Winterweizen) in den Jahren 2002, 2003, 2012 und 2013 (untere Zeile).

Areal mean of cumulative climatic water balance (difference between precipitation and potential evapotranspiration calculated after Turc-Ivanov) in the years 2002, 2003, 2012 and 2013 (top row); simulated and measured streamflow at gauges Neu Darchau (Elbe), Calbe-Grizehne (Saale) and Havelberg (Havel) in the years 2012 and 2013 plus simulated streamflow in the years 2002, 2003 and median of the years 2001–2011 (central row); areal mean of the simulated available soil water in the upper 100 cm of the soil profile of cropland (winter wheat) in the years 2002, 2003, 2012 and 2013 (bottom row).

2003 und ab September bis Mitte November sogar darunter. Damit liegen die Abflüsse nahezu im gesamten Jahresverlauf unter dem Median der Periode 2001–2011.

Die kumulative klimatische Wasserbilanz des Saalegebietes bewegt sich 2012 auf einem ca. 30 mm höheren Niveau als im Gesamtgebiet. Während für das Referenzjahr 2002 ebenfalls geringfügig höhere Werte simuliert werden, ist 2003 kein Unterschied zum Gesamtgebiet festzustellen. Die Kurve von 2003 wird daher 2012 im Gegensatz zum Gesamtgebiet nicht geschnitten (Abb. 4.7b). Die simulierten Ganglinien des verfügbaren Bodenwassers in den oberen 100 cm des Bodenprofils liegen in den Referenzjahren bis Mai auf einem höheren Niveau als im Gesamtgebiet (Abb. 4.7h). 2012 bewegt sich das verfügbare Bodenwasser bis Ende Mai deutlich unter dem Verlauf von 2003. Der Wiederanstieg im Juli fällt im Gegensatz zum Gesamtgebiet deutlich geringer aus, so dass die Kurve von 2003 sowohl im September als auch im November erneut geschnitten wird. Bis Ende Dezember entspannt sich die Situation aufgrund eines steilen Wiederanstiegs ab Ende November auf ähnliche Werte wie im Gesamtgebiet.

Havel

Die modellierte Abflussganglinie der Havel bewegt sich 2012 in den ersten fünf Monaten des Jahres deutlich unter den gemessenen Werten (Abb. 4.7f). In den Sommermonaten ist eine leichte Überschätzung festzustellen, die sich ab Oktober wieder in eine Unterschätzung umkehrt. Die Ganglinie ähnelt dabei, mit Ausnahme der Abflussspitze im Juli, dem Verlauf von 2003.

Während die kumulative klimatische Wasserbilanz im Havelgebiet in den Jahren 2002 und 2003 deutlich geringere Werte annimmt als im Gesamtgebiet, ist der Verlauf im Jahr 2012 ähnlich zu den anderen Gebieten. 2012 liegen die Werte im Havelgebiet damit im Jahresverlauf insgesamt näher an den Werten von 2002, im Juli überschneiden sich die Kurven der beiden Jahre sogar zeitweise (Abb. 4.7c). Der Bodenwasserhaushalt im Havelgebiet weist 2012 im Vergleich zum Saale- und Elbegebiet einen ausgeglicheneren Verlauf auf (Abb. 4.7i). Zwar liegen die Werte in den ersten Monaten mit 130 mm auf einem relativ niedrigen Niveau, was dem schlechten Wasserhaltevermögen der überwiegend sandigen Böden zuzuschreiben ist. Sie zeigen analog zu den anderen Einzugsgebieten einen starken Rückgang auf 25 mm bis Ende Mai, jedoch erfolgt ab Juni wieder ein stetiger Anstieg. Ab Juli stabilisiert sich der Bodenwassergehalt, abgesehen von kleineren Schwankungen, auf einem Niveau von ca. 100 mm.

4.4 Diskussion

Mit der Entwicklung zur SWIM-live Pilotversion wird die multivariate und skalendifferenzierte Validierung von Modulen des ökohydrologischen Modells SWIM unterstützt. Die gegenüber den Studien von Conradt et al.

(2007a, 2012a) verbreiterte Validierung bestätigt, dass die Wasserhaushaltskomponenten auf verschiedenen Skalen, trotz einer reduzierten Anzahl an Klimastationen, mit einer zufriedenstellenden Güte simuliert werden. Gleichzeitig werden Modellschwachstellen unmittelbar offengelegt. SWIM-live bietet auch unter Berücksichtigung der dargelegten Schwächen schon in der Validierungsphase Simulationsergebnisse, die nicht nur für eine Modellverbesserung, sondern gleichzeitig auch als Orientierung für die Einschätzung des aktuellen Jahresverlaufes ökohydrologischer Größen genutzt werden können. Hierzu zählen die wichtigen Pegel an den Haupt- und Nebenflüssen, Verläufe des Bodenwassergehaltes und landwirtschaftliche Erträge.

Die Simulationsergebnisse gewinnen mit zunehmender räumlicher Aggregation an Qualität. Das generelle Phänomen einer mit der Größe der betrachteten Einzugsgebiete abnehmenden Güte der Simulationen wurde von Conradt et al. (2012a) jüngst noch einmal ausführlich diskutiert. Demzufolge handelt es sich um ein grundsätzliches Problem bei der räumlich verteilten hydrologischen Modellierung (siehe auch Reed et al. 2004 und Moussa et al. 2007). Nach Conradt et al. (2012a) sind für diese Fehler Generalisierungen und nicht vom Modell berücksichtigte, lokale Besonderheiten wie z. B. mikroklimatische Phänomene (Conradt et al. 2007b) oder die lateralen Grundwasserflüsse (vgl. Schaller & Fan 2009) verantwortlich. Die einzelnen räumlichen und zeitlichen Diskrepanzen der Modellergebnisse zur Realität heben sich jedoch mit zunehmendem Aggregationsniveau häufig auf.

Die gegenüber der Originalversion deutlich reduzierte Anzahl von Klimastationen zeigt auf der aggregierten Ebene der Gebietsabflüsse deshalb auch vergleichsweise geringe Wirkungen. Hierbei sei noch einmal darauf hingewiesen, dass die Verminderung der genutzten Klimastationen allein der Tatsache geschuldet ist, dass in der Erprobungsphase nur eine begrenzte Anzahl von Stationen mit tagesaktuellen Daten über eine Serverschnittstelle abgerufen werden konnte.

Die Abflussganglinie der Elbe stellt ein Simulationsergebnis der höchsten Aggregationsstufe dar. Die Abflussspitzen werden zwar teilweise überschätzt (z. B. im August 2002). Dieses konnte jedoch erwartet werden, da u. a. das Verlassen des Gerinnebetts oder die kontrollierte Zerstörung von Deichen zur Absenkung des Hochwasserscheitels nicht berücksichtigt werden. Besonders auffällig ist der Effekt der Talsperrensteuerung im Saalegebiet, wo die dämpfende Wirkung der Saalekaskade (fünf Talsperren) bei Hochwasserereignissen durch das Modell nicht abgebildet wird.

Im Havelgebiet spielen anthropogene Beeinflussungen des Abflussgeschehens ebenfalls eine große Rolle. Im Rahmen des Bergbaus kommt es immer noch zu einer Umleitung von Grundwasser in Oberflächengewässer. Gleichzeitig werden die Grundwasserabsenkungstrichter zunehmend gefüllt und im Lausitzer Revier entstehen neue Verdunstungsflächen. Daneben führt die schnelle Abführung des Wasserdargebots landwirtschaftlicher Flächen zu Meliorationszwecken zu einer künstlichen Aufhöhung des Abflusses im Frühling (MLUR 2003). Dieses Phänomen könnte als Erklärung für die

besonders im Frühjahr 2012 auffallende Diskrepanz zwischen gemessenen und simulierten Abflüssen dienen. Insgesamt ist der Verlauf der gemessenen Werte weniger ausgeglichen als der Verlauf der simulierten, was auf eine relativ kurzfristige Beeinflussung der Abflussdynamik durch Stauhaltungen bzw. Einleitungen schließen lässt. Der simulierte, „quasi-natürliche“ Abfluss stellt sich somit eher als eine geglättete Kurve der beobachteten Werte dar.

Der Einfluss der verschiedenen anthropogenen Einflüsse auf den Simulationsfehler und insbesondere auf die Überschätzung der Niedrigwasserabflüsse im Sommer kann bisher noch nicht abschließend quantifiziert werden.

Conradt et al. (2012a) können durch die Verwendung eines separaten Parametersets für dieses Einzugsgebiet die NSE ebenfalls kaum auf Werte über 0,5 anheben.

Die Kalibrierung des Modells am Auslasspegel des Gesamtgebiets hat zur Folge, dass die Fehler der Abflüsse in den Teilgebieten bei der Betrachtung des Gesamtgebiets größtenteils ausgeglichen werden. Insbesondere in längeren Niedrigwasserperioden, wie im Sommer 2003, zeigen sich jedoch Diskrepanzen zwischen Simulation und Messung, die noch aufzuklären sind, da die Brechung der Hochwasserspitzen durch den Wasserrückhalt eher zu einer Unterschätzung des Niedrigwasserabflusses durch SWIM führen sollte.

Die rME- wie auch die PBIAS-Werte zeigen an allen Pegeln eine Überschätzung der Abflüsse an. Nach Moriasi et al. (2007) sind für das SWAT-Modell PBIAS-Werte zwischen 15 und 25 % und NSE-Werte größer als 0,5 zufriedenstellend. Diese Wertebereiche gelten für nicht bewirtschaftete Abflüsse, was für die hier betrachteten Pegel nicht zutrifft. Für den Pegel Neu Darchau liegen die PBIAS- und NSE-Werte trotz Bewirtschaftungseinfluss im zufriedenstellenden Bereich.

Neben dieser grundsätzlichen Problematik offenbart die Validierung auch noch einige weitere Schwachstellen in der lokalen und gebietlichen Simulation des Wasserhaushaltes. Am Lysimeterstandort Brandis weisen die modellierten Evapotranspirationraten der unterschiedlichen Böden eine geringere Variabilität auf als die gemessenen. Zwar wird das Bodentypspezifische Niveau bei den Böden aus Sand und Geschiebelehm relativ gut getroffen, die hohen Verdunstungsraten bei Löß können jedoch nicht exakt nachgebildet werden. Der systematische Fehler des simulierten Abflusses bei den Lößböden ist auf diese Unterschätzung der Evapotranspiration zurückzuführen. Die Lößböden stellen allerdings schon aufgrund der Tatsache, dass bei ihnen die gemessene aktuelle Evapotranspiration die potenzielle Evapotranspiration im Mai und Juni übersteigt, eine Ausnahme dar. Dieses lokalspezifische Phänomen wird mit dem Modell bisher nicht adäquat erfasst.

Sowohl bei den Weizenerträgen auf Einzugsgebietsebene als auch bei den Erträgen der Fruchtfolge auf Hydrotopebene besteht eine gute Übereinstimmung der simulierten mit den gemessenen Werten, wobei der Fehler, der sich bei deren Erfassung ergibt, nicht berücksichtigt wird. Unterschiede zwischen einzelnen Jahren können mit dem Modell zum Teil nicht realistisch abgebildet werden. Die Ursachen hierfür sind vielfältig. Sie reichen von

nicht im Modell berücksichtigten Einflüssen, wie Pflanzenkrankheiten und Schädlinge, agronomischen Problemen bei Aussaat und Ernte, bis zu den von anderen Autoren (Luo et al. 2008) für das Modell konstatierten Mängeln bei der Abbildung des Wasserstress durch EPIC. Hierzu erfolgen gegenwärtig weitergehende Untersuchungen.

Trotz der beschriebenen Unzulänglichkeiten liefert SWIM-live schon in der aktuellen Ausbaustufe Simulationen, die in Kombination mit Messwerten und den Ergebnissen aus Extremjahren eine Echtzeitansprache des Gebietswasserhaushaltes erlauben.

An den Beispielen der klimatischen Wasserbilanz und des Bodenwassergehalts wird gezeigt, wie sich die aktuelle Entwicklung der Wasserhaushaltskomponenten verfolgen und im Vergleich zu Trocken- bzw. Feuchthjahren einordnen lässt. Weiterführende Analysen mit diesen oder anderen Komponenten des Wasserhaushalts sind möglich und werden durch die Bereitstellung der Ergebnisse im Internet angeregt.

4.5 Ausblick

Die vorgestellte Pilotversion des SWIM-live Systems ist trotz bestehender Defizite geeignet, die Wasserhaushaltskomponenten für das Elbeinzugsgebiet tagesaktuell abzuschätzen. Dies wird zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Manuskriptes durch die aktuellen Simulationen zum Juni-Hochwasser 2013 noch einmal bestätigt. Conradt et al. (2013b) analysieren dieses Ereignis im Vergleich zu dem Elbe-Hochwasser 2002. Die Untersuchungen zeigen, dass SWIM-live die Hochwasserwellen des Elbehauptstroms und der Saale qualitativ gut wiedergibt. Die Einordnung der Simulationsergebnisse wird durch den Bezug auf Extremjahre und die analytische Aufbereitung der Differenzen zu Erhebungen und Messungen erleichtert. SWIM-live bietet eine qualitativ neue Plattform für das integrative Zusammenwirken von Modellierern, Experimentatoren und Praktikern bei der ökohydrologischen Modellierung. Die Folgen von Modelländerungen werden einem unmittelbaren Praxistest unterzogen, der Austausch von Ergebnissen aus Modellstudien und Dauerbeobachtungsflächen bzw. Versuchen wird angeregt und Praktiker können die Ergebnisse wissenschaftlicher Arbeit unmittelbar in Entscheidungsprozessen berücksichtigen. Die Ausweitung der Validierungsgrundlage auf weitere Lysimeterstationen, eine Modellweiterentwicklung und eine Fehlermodellierung stellen Anknüpfungspunkte dar, um die Qualität der Simulationsergebnisse noch deutlich zu verbessern. Die Verbreiterung der Datengrundlage insbesondere der meteorologischen Daten wird als erster Verbesserungsschritt angestrebt. Hier ist die Verwendung von höher aufgelösten Niederschlagsdaten (z. B. des DWD-Radarniederschlagsprodukts RADOLAN) vorgesehen. Der darauf folgende Schritt ist der Ausbau mit Wetter-Vorhersagedaten. Außerdem soll durch die Implementierung von Speichermodulen die abflussmodifizierende Wirkung von Talsperren mit abgebildet werden.

4.6 Zusammenfassung

Mit der Entwicklung einer operationellen Version des SWIM-Modells für das Elbeinzugsgebiet wird das Ziel verfolgt, die zeitliche Entwicklung von Zustandsgrößen des Wasserhaushalts und Pflanzenwachstums in Echtzeit zu simulieren und diese Informationen tagesaktuell im Internet zur Verfügung zu stellen. Die räumliche Analyse erfolgt auf den drei Ebenen Gesamteinzugsgebiet, Teileinzugsgebiet und Hydrotop. Sie umfasst die Visualisierung und die Validierung der Simulationsergebnisse auf der jeweiligen räumlichen Skalenebene. Hierfür stehen sowohl Flächeninformationen (Erträge) als auch Punktinformationen (Abflüsse, Evapotranspirations- und Perkolationsraten) zur Verfügung. Durch die unmittelbare Darstellung der Modellergebnisse werden Schwachstellen im Modell identifiziert, Anpassungen überprüft und die Sensitivität von Kalibrierungsparametern getestet. SWIM-live stellt daher sowohl ein nützliches Werkzeug für Experimentatoren und Modellierer im wissenschaftlichen Bereich, als auch für Praktiker in der Wasserbewirtschaftung und in der Landwirtschaft dar.

Summary

With the development of an operational version of SWIM for the Elbe river basin, we pursue the objective to simulate the temporal variation of the water balance and plant growth dynamics on a day-to-day basis and to provide this information in daily updates on the internet. The spatial analysis is performed at three spatial levels: river basin, subcatchment and hydrotope. It includes the visualisation and validation of the simulations on the different spatial scales. For this purpose area data (yield) and point data (runoff, evapotranspiration and infiltration rates) are used. The direct presentation of the model results allows to identify weaknesses of the model, to check model adaptations and to test the sensitivity of calibration parameters. SWIM-live is a useful tool for experimenters and modellers in scientific research as well as for practitioners in water management and agriculture.

Kapitel 5

Vergleich der Extremhochwässer 2002 und 2013 im deutschen Teil des Elbegebiets und deren Abflusssimulation durch SWIM-live

**Comparison of the extreme floods of 2002 and 2013 in the
German part of the Elbe river basin and their runoff simulation
by SWIM-live**

Tobias Conradt, Michael Roers, Kai Schröter, Florian Elmer, Peter Hoffmann,
Hagen Koch, Fred F. Hattermann & Frank Wechsung

ABSTRACT Die Sommerhochwässer von August 2002 und Juni 2013 im Elbegebiet waren die extremsten durch Regen induzierten Ereignisse seit über 500 Jahren. Ihr Vergleich zeigt, dass 2002 höhere Abflüsse über die Elbe aus Tschechien nach Deutschland gelangten als 2013. Beim jüngsten Ereignis wurden dagegen Extremwerte unterhalb der Zuflüsse von Mulde und Saale erreicht, deren Abflussspitzen sich mit dem Hochwasserscheitel in der Elbe überlagerten. Das semi-operationelle, ökohydrologische Modell SWIM-live konnte beide Ereignisse simulieren. Ein Hauptproblem liegt jedoch noch in der geringen Anzahl der verwendeten Wetterstationen; hiervon ist insbesondere das Muldegebiet betroffen. Gleichwohl bietet SWIM-live Potenzial, bestehende Hochwasserinformationssysteme zu ergänzen.

SCHLAGWÖRTER Abflusssimulation, Elbe, Hochwasser, SWIM

ABSTRACT The summer floods of August 2002 and June 2013 in the Elbe basin have been the most extreme rain-induced events in this area for more than 500 years. A comparison shows that in 2002 greater volumes of water had flown in the Elbe River from the Czech Republic into Germany than in 2013. During the recent event, extreme values occurred downstream of the inflows of the tributaries Mulde and Saale, whose flow peaks superimposed with the flood peak of the Elbe. The semi-operational eco-hydrological model SWIM-live was applied to simulate both events. However, one major problem was the low number of weather stations included, especially in the River Mulde basin. Nevertheless, it was shown

that the model SWIM-live may be a potential complement to existing flood information systems.

KEY WORDS Elbe River, flood, runoff simulation, SWIM

5.1 Die Extremhochwässer 2002 und 2013

Das jüngste Hochwasser im Elbeeinzugsgebiet im Juni 2013 war nach August 2002 ein vergleichbar extremes Ereignis aufgrund von Starkniederschlägen innerhalb von 11 Jahren. Sommerhochwässer dieser Größenordnung traten in der Elbe zuletzt 1501 und 1432 auf (Brazdil et al. 2006, Mudelsee et al. 2004). Nach diesen Quellen waren in den darauf folgenden Jahrhunderten ähnliche Extremereignisse nur aufgrund von Vereisung zu beobachten, zuletzt im März 1845. Hiermit wird ein erster auf die hydrometeorologischen Verhältnisse beschränkter Vergleich der Extremereignisse von 2002 und 2013 vorgestellt.

Gewisse Unterschiede zeigen sich bereits zwischen den Großwetterlagen: Während die Starkniederschläge vom 11., 12. und 13. August 2002, die im gesamten Erzgebirge über 150 mm und in einem großen Teil davon auch über 200 mm erreichten, durch ein „klassisches“ Vb-Tief hervorgerufen wurden, bildete die Troglage, die sich Ende Mai 2013 über Mitteleuropa formiert hatte, ein Tiefdruckgebiet über Tschechien aus. Subtropische Luft aus dem Mittelmeerraum wurde gegen den Uhrzeigersinn nach Ostdeutschland geführt und strömte die Mittelgebirge aus nördlicher Richtung an, was zu weniger starken, aber länger andauernden Niederschlägen führte als 2002. Von einem Anstieg der Wahrscheinlichkeit für solche Troglagen wurde im Nachgang des damaligen Ereignisses berichtet (DWD 2002). Die Niederschläge trafen 2002 insbesondere im Saalegebiet auf relativ trockene Böden, 2013 hingegen war die Bodenfeuchte in weiten Teilen des Elbegebiets, vor allem in Thüringen und Westsachsen, wegen des feuchten Monats Mai vergleichsweise hoch. Eine ausführliche Analyse der hydrometeorologischen Bedingungen des Ereignisses wurde von BfG (2013) vorgenommen.

Die unterschiedlichen Rahmenbedingungen der Hochwässer 2002 und 2013 zeitigten charakteristische Unterschiede beim Aufbau und Ablauf der Flutwellen, wie in Abbildung 5.1 gezeigt. Die im unteren Teil von Abbildung 5.1 dargestellten Abflusswerte für 2013 beruhen auf eigenen Auswertungen der Wasserstandsmessungen an den Pegeln. Deren aktuell gültige Abflusstafeln mussten teilweise extrapoliert werden; sie sind insofern als vorläufig zu betrachten. Die Darstellung von Abflüssen bietet jedoch eine einheitliche Vergleichsbasis für die Entwicklung der Wasserstände.

Die Abflussspitze der Elbe bei Schöna fiel 2002 höher aus als 2013. Auch in Dresden lag der Hochwasserscheitel damals mit 940 cm über den 2013 gemessenen 876 cm. Das Hochwasser 2002 war auf deutscher Seite im Weiteren von den Extremniederschlägen über dem Erzgebirge bestimmt. Verschiedene linksseitige Elbezuflüsse führten zu einem raschen Anstieg der Elbepegel Dresden und Torgau. Der Spitzenabfluss der Mulde, der am 14.

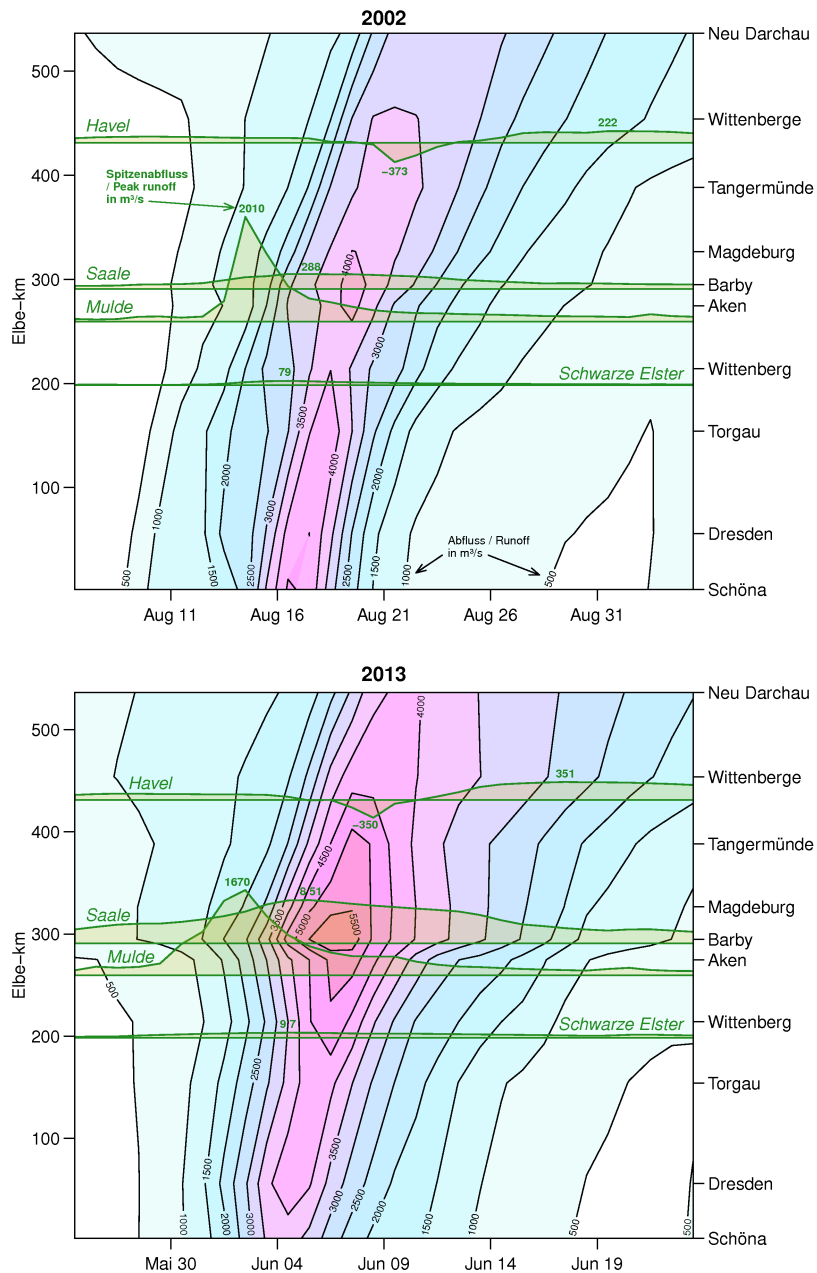


Abbildung 5.1

Zeit-Fließstreckendiagramme der Abflüsse im deutschen Teil der Elbe für die Extremhochwässer von 2002 (oben) und 2013 (unten). Die Isolinien sind aus den Abflusswerten der auf der rechten y-Achse angegebenen Pegel interpoliert. Grün darüber gezeichnet sind die Abflussganglinien der vier Hauptzuflüsse an den Pegeln Löben (Schwarze Elster), Bad Dübener (Mulde), Calbe-Grizethne (Saale) und Havelberg Stadt (Havel); deren Grundlinien geben die Lage ihrer Mündungen an.

Time-flow path diagrams of streamflow in the German part of the Elbe during the extreme floods of 2002 (top) and 2013 (bottom). The isolines are interpolated from the streamflow values measured at the gauges named on the right y-axis. Overlaid in green are the hydrographs of the four main tributaries at the gauges Löben (Schwarze Elster), Bad Dübener (Mulde), Calbe-Grizethne (Saale), and Havelberg Stadt (Havel); their base lines indicate the positions of the river mouths.

August 2002 in Bad Dübén registriert wurde, gelangte am darauf folgenden Tag in die Elbe, ebenfalls noch in der Anstiegsphase des Hochwassers. Unterhalb der Mulde gab es 2002 jedoch keine bedeutenden Zuflüsse, so dass katastrophale Überflutungen und Hochwasserschäden vor allem Sachsen trafen. Mit der Flutung der Havelpolder am 21. und 22. August 2002 konnte die Spitze der diffundierenden Hochwasserwelle noch etwas gekappt werden. Die Überflutung der niedersächsischen Stadt Hitzacker, ca. 18 km oberhalb des Pegels Neu Darchau, konnte allerdings nicht verhindert werden.

Die großräumigeren und länger anhaltenden Niederschläge Anfang Juni 2013 führten im Gegensatz zu August 2002 zu einer zunehmenden Verschärfung der Hochwassersituation entlang des Elbstroms. Obwohl der Spitzenabfluss der Mulde 2013 nicht den Rekordwert von 2002 erreichte, wurde der Elbe über etwa eine Woche hinweg ein größeres Wasservolumen zugeführt als 2002. Insbesondere die Saale lieferte 2013 kontinuierlich hohe Abflüsse, die praktisch zeitgleich mit dem Durchgang des Hochwasserscheitels der Elbe einen Spitzenwert von ca. $850 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ erreichten. Hierdurch kam es am Pegel Magdeburg-Strombrücke zu einem Extremwasserstand von 746 cm, was einem Abfluss von etwas über $5500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ entspricht. Unterhalb Magdeburgs diffundierte die Hochwasserwelle aufgrund weitergehender Überflutungen und einiger Deichbrüche stärker als 2002. Die Havelpolder wurden wiederum geflutet. Dennoch lag der höchste Wasserstand in Neu Darchau mit 791 cm deutlich über den 732 cm von 2002. Entsprechend trafen die katastrophalen Auswirkungen bei diesem Ereignis vor allem Sachsen-Anhalt, wo es an der Saalemündung und bei Fischbeck zu großen Deichbrüchen kam. Dies dokumentieren auch die Karten in Abbildung 5.2, welche die Überflutungsflächen der Hochwässer von 2002 und 2013 zeigen. Ein weiterer Vergleich der beiden Hochwasserlagen anhand von statistischen Wiederkehrintervallen ist in Abbildung 5.3 zu sehen. Die Kartendarstellungen wurden vom „Center for Disaster Management and Risk Reduction Technology“ (www.cedim.de) im Rahmen einer ersten Hochwasserereignisanalyse erarbeitet.

5.2 Simulation der Hochwasserereignisse mit SWIM-live

Das ökohydrologische Modell SWIM-live (Roers et al. 2013) befindet sich am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung im semi-operationellen Testbetrieb. Semi-operationell bedeutet, dass Bodenwasserhaushalt, Pflanzenwachstum und Abflüsse im deutschen Teil des Elbegebiets täglich fortlaufend auf der Basis der Beobachtungen von 19 Wetterstationen am Vortag simuliert werden. Der Zufluss der Elbe aus Tschechien wird dafür derzeit noch mit den am Pegel Schöna gemessenen Abflüssen als Randbedingung eingespeist; eine Erweiterung des Modells um den tschechischen Teil des Elbegebiets wird angestrebt. Auch während des jüngsten Extremhochwassers wurden die Abflussberechnungen täglich fortgesetzt. Gemessene und simulierte Abflussganglinien für die Jahre 2002 und 2013 zeigt Abbildung

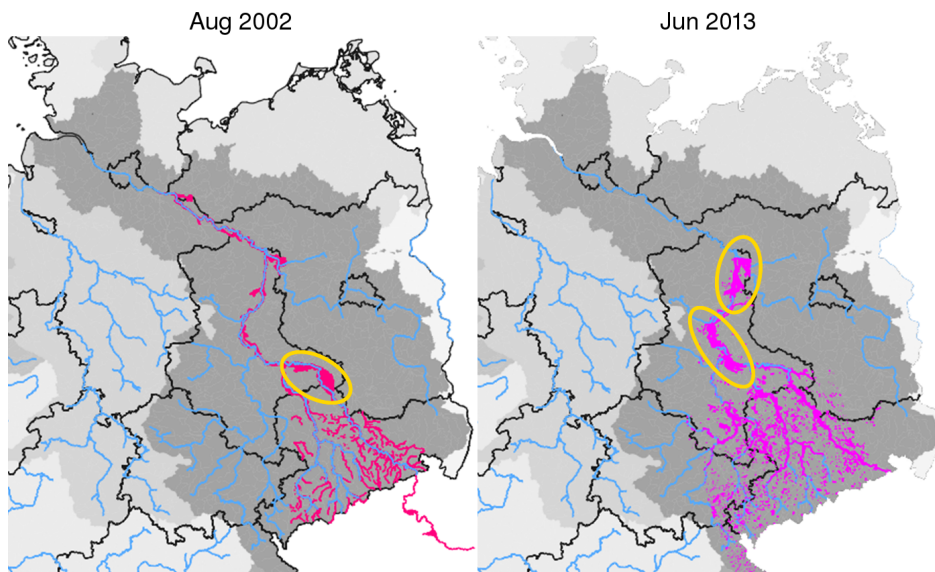
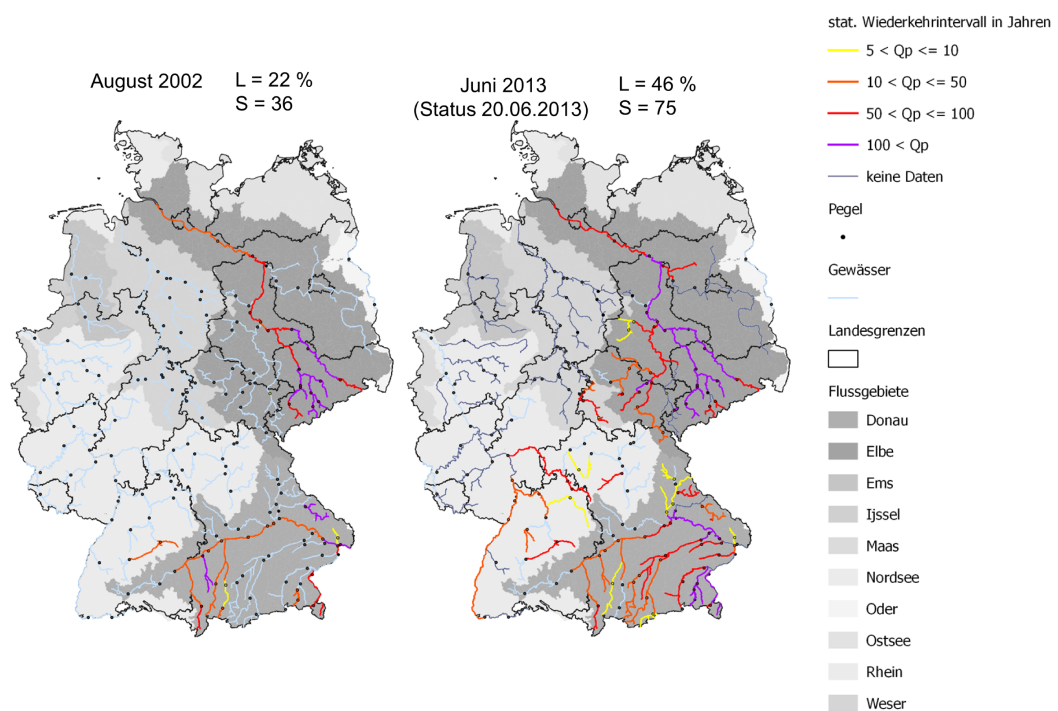


Abbildung 5.2

Überflutete Flächen des Hochwassers August 2002 und des aktuellen Ereignisses Juni 2013 (Zeitraum der Datenerfassung 3. bis 17. Juni 2013). Die Ereignisschwerpunkte aufgrund von Deichbrüchen sind gelb gekennzeichnet. Datenquellen: Satellitenaufnahmen (RADARSAT 1-2, TerraSAR-X ScanSAR/StripMap, COSMO-SkyMed), verfügbar über GIO EMS Mapping (www.emergency.copernicus.eu/mapping) und Perils AG (www.perils.org).

Inundated areas during the flood of August 2002 and during the recent event of June 2013 (time frame of data collection 3–17 June 2013). Areas most affected are marked in yellow. Data sources: satellite scans (RADARSAT 1-2, TerraSAR-X ScanSAR/StripMap, COSMO-SkyMed), available via GIO EMS Mapping (www.emergency.copernicus.eu/mapping) and Perils AG (www.perils.org).

**Abbildung 5.3**

Gegenüberstellung des Hochwassers August 2002 mit dem aktuellen Ereignis Juni 2013 (Stand der Datenerfassung 20. Juni 2013): statistisches Wiederkehrintervall des maximal aufgetretenen mittleren Tagesabflusses an den Hochwasser führenden Flüssen. Die Ausdehnung (L) beziffert den prozentualen Anteil der Hochwasser führenden Gewässer am insgesamt betrachteten Gewässernetz in Deutschland. Die Ereignisstärke (S, Wertebereich $[0, \infty]$) kombiniert die räumliche Ausdehnung der Hochwasser führenden Gewässer mit dem statistischen Wiederkehrintervall des maximal aufgetretenen mittleren Tagesabflusses. Die Definition der Indizes basiert auf Uhlemann et al. (2010).

Comparison of the flood of August 2002 with the recent event of June 2013 (data collection status of 20 June 2013): statistical return interval of the maximum average daily flow that occurred in the floodflow-affected rivers. The extent (L) indicates the percentage of watercourses with floodflow in the entire river network under consideration in Germany. The event magnitude (S) combines the spatial extent of the floodflow-affected watercourses with the statistical return interval of the maximum average daily flow that occurred. The definition of the indices is based on Uhlemann et al. (2010).

5.4; das Jahr 2002 wurde dabei mit denselben Stationsdaten nachsimuliert, die bei der semi-operationellen Anwendung genutzt werden.

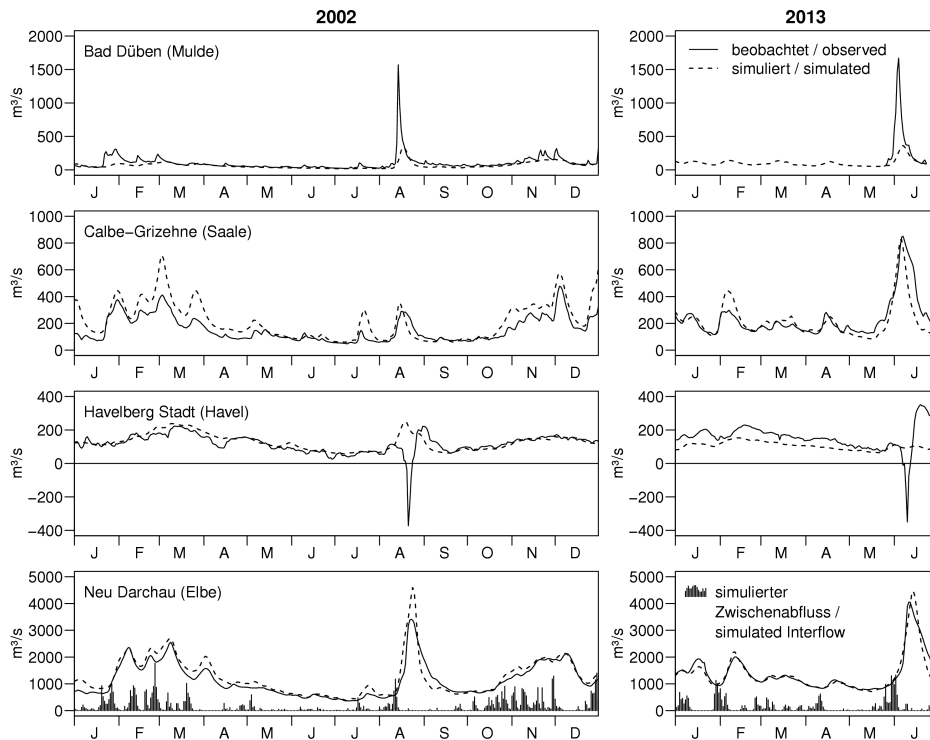


Abbildung 5.4

Beobachtete und mit dem operationellen Modell SWIM-live simulierte Abflussganglinien in den Jahren 2002 und 2013; dargestellt sind die Auslasspegel der Elbzuflüsse Mulde, Saale und Havel sowie der Pegel Neu Darchau am Auslass des vom Modell erfassten Gebiets. In die Darstellungen für Neu Darchau ist zusätzlich der im Durchschnitt des Gebiets simulierte Zwischenabfluss eingezeichnet.

Hydrographs of the years 2002 and 2013; observed and simulated by the operational model SWIM-live. Shown are the gauges at the inflows of the Elbe tributaries Mulde, Saale, and Havel as well as the gauge Neu Darchau at the outlet of the basin covered by the model. The curves of Neu Darchau were supplemented with the interflow simulated on average over the basin.

In den Simulationen für die Saale und den Elbehauptstrom werden die Hochwasserwellen qualitativ gut wiedergegeben, die Hochwasser der Mulde werden jedoch nicht abgebildet. Dieser Fehler ist dem noch zu grobmaschigen Netz der lediglich 19 verwendeten Wetterstationen geschuldet, von denen sich keine im Muldegebiet befindet. Erste Ergebnisse einer aktualisierten Modellversion, in der die Anzahl der verwendeten Klimastationen auf über 700 erweitert und eine Nachkalibrierung für das Muldegebiet vorgenommen wurde, zeigen eine Verbesserung bei der Simulation der Hochwasserscheitel in diesem Gebiet. Am Pegel Bad Dübener erzielt die Anpassung für den Zeitraum 2001–2011 eine Erhöhung der Nash-Sutcliffe Efficiency von 0,51 auf 0,78. Gleichzeitig ändert sich die Güte der Simulationen an den unterhalb der Mulde-Mündung gelegenen Elbepegeln nur geringfügig. Verschiebungen

zwischen beobachteten und simulierten Hochwasserscheiteln bei Saale und Elbe gehen hingegen mutmaßlich auch auf die bisherige Parametrisierung des Muskingum-Wellenablauf-Algorithmus in SWIM-live zurück. Dessen Parameter wurden (wie das zugrunde liegende Modell SWIM insgesamt) in Hinblick auf Niedrigwassersimulationen kalibriert (Conradt et al. 2012a), eine Nachkalibrierung (und gegebenenfalls dynamische Anpassung) könnte also weitere Verbesserungen bei der Simulation der Hochwasserspitzen bringen. Quantitative Angaben zur Modellgüte über längere Zeiträume werden von Roers et al. (2013) gemacht. Deichbrüche und Managementmaßnahmen wie die Bewirtschaftung der Talsperren im Saalegebiet oder die Flutung von Hochwasserpoldern an der unteren Havel werden bisher nicht in SWIM-live abgebildet. Dafür stellt das Modell natürliche Abflussbildungsprozesse detailliert dar, beispielsweise die wegen der höheren Bodenfeuchte größeren Zwischenabflussbeiträge zum Hochwasser 2013 im Vergleich zu 2002 (Abb. 5.4 unten).

5.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der Vergleich der extremen Sommerhochwässer von 2002 und 2013 im deutschen Teil des Elbegebiets zeigt deutliche Unterschiede in der Entwicklung der Flutwelle entlang des Elbehauptstroms. Während das Ereignis 2002 durch massive Abflüsse aus Tschechien und vom Erzgebirge vor allem in Sachsen zu Überflutungen führte, war 2013 Sachsen-Anhalt besonders betroffen. Dieses jüngste Hochwasser erreichte dort durch hohe Zuflüsse aus Mulde und Saale, deren Abflussspitzen sich mit der des Elbehauptstroms überlagerten, Rekordwasserstände. Die erneuerten und weitgehend stabil gebliebenen Eindeichungen und Schutzwände entlang des sächsischen Teils der Elbe waren daher wahrscheinlich nicht der Hauptgrund für die jüngsten Überflutungen in Sachsen-Anhalt und Niedersachsen, sondern die hydrometeorologische Situation.

Das semi-operationelle ökohydrologische Modell SWIM-live war in der Lage, das jüngste Hochwasserereignis auf Basis täglicher Wetterdaten von nur 19 Stationen tagesaktuell zu simulieren. Der Vergleich der Simulationen mit den Beobachtungsdaten für beide Hochwässer zeigt allerdings noch Defizite, die wahrscheinlich mit verdichteten Eingangsdaten – im deutschen Teil des Elbegebiets unterhält der Deutsche Wetterdienst (DWD) mehr als 100 voll instrumentierte Klimastationen und dazu etwa 200 weitere Stationen mit täglichen Niederschlagsmessungen – behoben werden könnten. Die Daten sind über das Web-Portal des DWD (WebWerdis) verfügbar und konnten bereits in eine aktualisierte Modellversion integriert werden. Eine detaillierte Analyse der Auswirkungen dieser Anpassungen ist, zusammen mit der erforderlichen Nachkalibrierung des Modells, Gegenstand weiterführender Untersuchungen. Die räumliche Auflösung von SWIM-live übertrifft jene des vom europäischen Hochwasser-Alarmsystem EFAS (Thielen et al. 2009) eingesetzten LISFLOOD-Modells, so dass es – Echtzeit-Zugriff auf weitere Stationsdaten der deutschen und tschechischen

Wetterdienste vorausgesetzt – ergänzend bei regionalen Hochwasserlagen eingesetzt werden könnte.

Summary and Outlook

The comparison of the extreme summer floods of 2002 and 2013 in the German part of the Elbe river basin shows distinct differences in the evolution of the flood wave along the Elbe mainstream. While the Event of 2002, that was caused by massive river-discharges from the Czech Republic, the Ore Mountains and the Mulde River, inundated primarily areas in Saxony, it was in 2013 especially Saxony-Anhalt that was affected by the flooding. This recent flood event reached there record-high water levels by massive inflows from the rivers Mulde and Saale; with their peaks superimposing with peak flows in the Elbe itself. The main cause of the severity of the recent inundations in Saxony-Anhalt and Lower Saxony were probably not the renewed and reinforced dikes and the mobile flood-defence walls along the Saxonian part of the River Elbe further upstream, but it was the hydrometeorological situation.

The semi-operational eco-hydrological model SWIM-live was capable of providing day-to-day simulations of the recent flood event on the basis of weather data from only 19 stations. However, the comparison of the simulations with the observation data of both flood events still shows some shortcomings which may probably be overcome by increased input data density – in the German part of the Elbe River basin the German Meteorological Service (DWD) operates more than 100 fully instrumented climate stations and about 200 more stations with daily precipitation measurements. The data is provided by the Web service of the DWD (WebWerdis) and could already be implemented in an updated version of the model. A detailed analysis of the effects of these modifications, together with a re-calibration of the model, is subject of further research. The spatial resolution of SWIM-live exceeds that of the LISFLOOD model commissioned by the European Flood Alert System EFAS (Thielen et al. 2009), so that – provided real time access to further station data of the German and Czech weather services is available – it might be used additionally to simulate regional flood events.

Danksagungen

Die vorgenommenen Auswertungen basieren auf (Roh-)Daten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie und der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, die über die Bundesanstalt für Gewässerkunde zur Verfügung gestellt wurden. Weitere Datenquellen sind der Bildunterschrift von Abbildung 5.2 zu entnehmen. Wir danken allen Beteiligten, die an der Erfassung und

Bereitstellung der Daten mitgewirkt haben.

Kapitel 6

Gesamtdiskussion und Schlussfolgerung

Das Gesamtziel der in den Kapitel 2 bis 5 beschriebenen Untersuchungen war die Dynamisierung von Klimafolgenanalysen im Elbegebiet. Dieses Kapitel führt die Ergebnisse anhand der in der Einleitung formulierten Leitthemen zusammen, stellt die Grenzen der einzelnen Methoden sowie den weiteren Forschungsbedarf dar und endet mit einer Schlussfolgerung.

6.1 Wiederholung von Auswirkungsrechnungen unter Nutzung eines integrierten Modellsystems mit „eingefrorenem Entwicklungsstand“ (1. Leitthema)

Der „eingefrorene Entwicklungsstand“ der EET war die Voraussetzung für eine konsistente Wiederholung von Szenarienrechnungen. Zum einen konnten die GLOWA-Elbe-Ergebnisse des STARS-Szenarios reproduziert werden. Zum anderen waren Simulationen sowohl mit dem STARS- als auch mit dem ISI-MIP-Szenario möglich, bei denen die Klimawirkungsmodelle in identischer Implementierung genutzt werden konnten. Auf diese Weise konnten ausschließlich die Effekte des jeweiligen Klimaszenarios simuliert werden mit dem Ziel, die erste und zweite Forschungsfrage zu beantworten.

6.1.1 Welche Effekte haben unterschiedliche Klimaszenarien auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet und ist eine Neubewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt notwendig? (1. Forschungsfrage)

Die Änderungsrichtung bei der Entwicklung des Wasserhaushalts im Elbegebiet unterscheidet sich bei den betrachteten Klimaszenarien nicht, allerdings weichen die Werte der relativen Änderung erheblich voneinander ab. Mit dem STARS-Szenario werden Abflussrückgänge bis zu 30 % simuliert, mit dem ISI-MIP Szenario sind es nur 10 %, bei nahezu unveränderten Niederschlägen.

Eine Neubewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf den Was-

serhaushalt ist daher notwendig. Während sich die Gefahr kritischer Niedrigwassersituationen bei den STARS-Simulationen deutlich erhöhen würde, nimmt die Niedrigwasserwahrscheinlichkeit bei den ISI-MIP-Simulationen nur geringfügig zu. Die Neubewertung der Ergebnisse beinhaltet daher auch eine Relativierung der Schlussfolgerungen, die aus den STARS-Ergebnissen gezogen wurden. Dies betrifft u. a. Erreichungshäufigkeit von Mindestabflüssen (Conradt et al. 2013a) und die Entwicklung von Wasserverfügbarkeitsproblemen (Kaltofen et al. 2013).

Bei Diskussionen zu der zukünftigen ganzjährigen Schiffbarkeit der Elbe können die Szenarienergebnisse als Argumentationshilfe verwendet werden. Die Belastbarkeit der Ergebnisse spielt hierbei eine große Rolle. Die STARS-Ergebnisse konnten durch die methodisch besser begründeten ISI-MIP-Szenarien nicht plausibilisiert werden. Ihre Eignung sowohl für die Hoch- als auch für die Niedrigwassersimulation muss aufgrund der methodischen Defizite kritisch betrachtet werden.

Die ISI-MIP-Szenarien weisen ebenfalls Unsicherheiten auf, die erst in der Zukunft überwunden werden können. Die Aktualisierung der Szenarien bleibt daher eine fortdauernde Notwendigkeit.

6.1.2 Was sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet sowie die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge? (2. Forschungsfrage)

Aufgrund der Korrelation der Nährstoffeintragsänderung mit der Abflussänderung, folgt aus einer projizierten Abflussänderung eine gleichgerichtete Änderung der Einträge und Frachten. Allerdings fallen diese in den beiden betrachteten Szenarien mit weniger als 10 % geringer aus als bei den Abflüssen. Dies erklärt sich zum einen dadurch, dass ein Teil der Einträge niederschlagsunabhängig ist (Kläranlagen). Zum anderen wurden keine Änderungen im N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt, die sich aus anderen Wachstumsbedingungen und Ernteentzügen in Folge von Klimaänderungen ergeben könnten. Aus diesen Gegebenheiten resultiert eine vergleichsweise geringe Sensitivität gegenüber Abflussänderungen, die auch ein Hauptgrund für die bei den Nährstoffeinträgen geringen Unterschiede zwischen den Szenarien ist.

Die Simulationen zeigen, dass für den Schwankungsbereich der Szenarien die Vulnerabilität des Elbegebiets gegenüber dem Klimawandel bei den Nährstoffeinträgen und -frachten gering ist. Allerdings sind die Projektionen mit erheblichen Fehlern behaftet. Die Szenarienergebnisse lassen daher nur eingeschränkte Rückschlüsse auf den Umfang von Reduktionsmaßnahmen für das Erreichen der Ziele der EU-WRRL zu. Hinzu kommt, dass sich höhere Nährstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern ergeben, da die Abflüsse stärker abnehmen als die Frachten. Dieses würde sich nachteilig auf die Bewertung des chemischen Zustands der Gewässer auswirken.

Der Effekt der ausgewählten Reduktionsmaßnahmen unterscheidet

sich bei den betrachteten Abflussverhältnissen nur geringfügig. Sowohl bei den unterschiedlichen Ausprägungen der Szenarien mit negativem Änderungssignal als auch bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios bleibt der Eintrag-reduzierende Effekt der Maßnahmen bestehen. Die betrachteten Maßnahmen lassen sich somit als „no-regret“ Maßnahmen bezeichnen, die bei verschiedenen möglichen Klimaänderungen eine zusätzliche Reduktion der Nährstoffeinträge und -frachten bewirken.

6.2 Punktuelle Modellverbesserung und flächige Überprüfung der Simulationsergebnisse (2. Leitthema)

Die SWIM-Version aus dem Modellverbund wurde zu einem „live“-Modellsystem weiterentwickelt. Da ursprünglich nur 19 Stationen für die tagesaktuellen Simulationen verfügbar waren, mussten die Ergebnisse auf unterschiedlichen Aggregationsebenen des Einzugsgebiets erneut validiert werden. Diese Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Sie bilden die Grundlage zur Beantwortung der dritten Forschungsfrage.

6.2.1 Ist unter der Nutzung (selbst einer sehr geringen Anzahl) verfügbarer tagesaktueller Witterungsdaten in einem stark heterogenen Einzugsgebiet eine valide Ansprache der aktuellen ökohydrologischen Situation des Elbeeinzugsgebiets möglich? (3. Forschungsfrage)

Punktuelle Validierung am Lysimeterstandort

Die Validierung der Evapotranspirationsraten am Lysimeterstandort Brandis zeigt, dass die von SWIM-live simulierten und gemessenen Werte bei den Böden aus Sand und Geschiebelehm gut übereinstimmen. Allerdings weisen die modellierten Evapotranspirationsraten eine geringere Variabilität zwischen unterschiedlichen Böden auf als die gemessenen. Bei den Lössböden konnten die hohen Verdunstungsraten im Sommer nicht nachgebildet werden. Aus dieser Unterschätzung der Evapotranspiration resultiert eine systematische Überschätzung des Abflusses.

Die Abflüsse werden in trockenen Jahren insbesondere bei den sandigen Böden unterschätzt, in feuchten Jahren dagegen bei allen Böden überschätzt. Die Abweichung zwischen gemessenem und interpoliertem Niederschlag führt zu einem Fehler bei der Modellierung der Abflüsse, was durch den linearen Zusammenhang zwischen Niederschlags- und Abflussfehler zum Ausdruck gebracht wird.

Die Übereinstimmung der simulierten mit den gemessenen Erträgen der Fruchtfolge an den Lysimetern variiert je nach Feldfrucht. Die besten Ergebnisse werden für Winter- und Sommerweizen erzielt, da das Modell für diese Getreide in anderen Regionalstudien bereits kalibriert und getestet wurde. Bei Kartoffeln und Wintergerste sind die Abweichungen größer.

Die geringe Variabilität der Erträge auf unterschiedlichen Böden spiegelt die geringe Sensitivität der modellierten Evapotranspirationraten auf die unterschiedlichen Bodeneigenschaften wider.

Flächige Validierung an Pegeln und mit Landkreisstatistiken

Der Abfluss am Pegel und die Pflanzenerträge stellen integrale Größen der ökohydrologischen Prozesse im Einzugsgebiet dar. Wie gut diese Prozesse vom Modell in der Fläche beschrieben werden, kann durch den Vergleich mit gemessenen Daten überprüft werden, die entweder als Flächeninformationen – wie die Landkreiserträge – oder für unterschiedliche Aggregationsebenen des Einzugsgebiets (Teileinzugsgebiete, Hauptstrom) an Pegeln vorliegen – wie die Abflüsse.

Die Validierung der mit SWIM-live simulierten Abflüsse offenbart an allen Pegeln eine Überschätzung, die durch positive rME- bzw. negative PBIAS-Werte angezeigt wird. Auffällig ist die Überschätzung vor allem bei den Abflussspitzen. Diese erklärt sich u. a. dadurch, dass das Verlassen des Gerinnebetts nicht berücksichtigt wird. Im Saalegebiet, wo die Überschätzung bei Hochwasserereignissen besonders deutlich ist, wird die dämpfende Wirkung der Saalekaskade durch das Modell nicht erfasst.

Die anthropogene Beeinflussung des Abflussgeschehens spielt im Havelgebiet ebenfalls eine große Rolle. Dies sind vor allem die Grundwassereinleitungen in Oberflächengewässer, die im Rahmen des Bergbaus durchgeführt werden. Daneben verändern Stauhaltungen, neue Wasserflächen, die durch das Auffüllen von Grundwasserabsenkungstrichtern entstehen und eine damit einhergehende erhöhte Verdunstung, sowie Wassereinleitungen von meliorierten Landwirtschaftsflächen die Abflussdynamik. Diese gebietsspezifischen Besonderheiten werden bisher mit dem Modell nicht abgebildet.

Anhand des Hochwasserereignisses im Juni 2013 konnte die Leistungsfähigkeit des Modells getestet werden. SWIM-live war in der Lage, das Ereignis auf Basis täglicher Wetterdaten tagesaktuell zu simulieren. Die Hochwasserwellen des Elbehauptstroms und der Saale wurden durch die Simulationen gut wiedergegeben, das Hochwasser der Mulde wurde jedoch nicht abgebildet.

Das Modell stellt die natürlichen Abflussbildungsprozesse detailliert dar. Dies erwies sich bei dem Hochwasserereignis als nützlich, da durch das Monitoring der Bodenfeuchte Rückschlüsse auf die Entwicklung der Abflüsse an den Pegeln gezogen werden konnten. Wegen der höheren Bodenfeuchte waren auch die Zwischenabflussbeiträge zum Hochwasser 2013 im Vergleich zu 2002 größer.

Die absolute Höhe der Winterweizenerträge in der Fläche wird durch SWIM-live gut wiedergegeben. Im Saale- und Havelgebiet werden die Erträge insgesamt unterschätzt, im gesamten deutschen Elbeeinzugsgebiet leicht überschätzt. SWIM-live ist in der Lage, die interannuelle Fluktuation der Erträge nachzubilden. In einzelnen Jahren weicht die Dynamik in der jährlichen Änderung von der Dynamik der Messwerte jedoch ab. Mögliche Ursachen sind nicht im Modell berücksichtigte Einflüsse, wie Pflanzenkrank-

heiten und Schädlinge, agronomischen Probleme bei Aussaat und Ernte, oder Mängel bei der Abbildung des Wasserstresses.

6.3 Grenzen der vorgestellten Methoden

Die Untersuchungen zu beiden Leitthemen offenbarten Modellschwachstellen und Unsicherheiten in allen Teilen der Modellkette. Da sich die Fehler innerhalb der Modellkette fortpflanzen, nimmt der Gesamtfehler der Modellhierarchie folgend zu.

Für die vorgestellten Ergebnisse und vor allem für MONERIS als letztes Glied der Modellkette bedeutet dies, dass die relativ geringen simulierten Änderungssignale kleiner sind als die Gesamtunsicherheit der Modellkette. Insbesondere die simulierten Nährstoffeinträge sollten deshalb eher hinsichtlich der angezeigten Tendenzen interpretiert werden.

Die Kopplung von SWIM und MONERIS beschränkte sich in diesen Untersuchungen auf die Übergabe des Gesamtabflusses. Die Abflusseparation erfolgte anschließend in MONERIS, was zu Folge hat, dass sich die Änderungssignale der Abflusskomponenten z. T. von den mit SWIM simulierten unterscheiden. Die Konsistenz des Modellverbundes würde durch die Verwendung der von SWIM simulierten Abflusskomponenten gestärkt werden.

Sowohl die räumliche Auflösung der Klimamodelle des ISI-MIP-Ensembles als auch des Referenzdatensatzes für die Bias-Korrektur beträgt $0,5^\circ \times 0,5^\circ$. Insbesondere im Fall von Extremereignissen, bei denen kleinräumige Niederschlagsfelder große Effekte auf den Abfluss haben können, ist diese Auflösung für die hydrologische Modellierung zu grob. Eine Anpassung der downscaling-Methodik, z. B. mit einem regionalen Klimamodell, muss für diese Zwecke in Erwägung gezogen werden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass mit einem regionalen Klimamodell auch ein weiterer Fehler eingeführt wird.

Die Parameter des Muskingum-Wellenablauf-Algorithmus in SWIM-live wurden (wie das zugrunde liegende Modell SWIM insgesamt) in Hinblick auf Niedrigwassersimulationen kalibriert (Conradt et al. 2012a). Die Hochwasserscheitel im Juni 2013 in der Elbe und der Saale weisen mutmaßlich aus diesem Grund Verschiebungen auf. Eine Nachkalibrierung, die in der Mulde vorgenommen wurde und zu einer Verbesserung der Simulation der Hochwasserscheitel in diesem Gebiet führte, könnte auch in anderen Teileinzugsgebieten einen positiven Effekt haben.

Die Muskingum-Methode hat gegenüber hydraulischen Methoden, die auf der Saint-Venant-Gleichung (der voll-hydrodynamischen Welle) basieren, den Nachteil, den Impulserhaltungssatz nicht zu berücksichtigen. Hydraulische Modelle beschreiben das räumliche Verhalten eines Prozesses durch den Impulserhaltungssatz, der die Geschwindigkeit definiert, mit der ein Prozess auftritt. Bei der Hochwasservorhersage ist das vor allem von Bedeutung, wenn der Fluss das Gerinnebett verlässt und Überschwemmungsflächen berechnet werden sollen. Außerdem kann auf diese Weise eine Wasserstands-

vorhersage erfolgen, die mit der Muskingum-Methode in SWIM-live nicht möglich ist.

6.4 Weiterer Forschungsbedarf

Die aufgeführten Unsicherheiten und Fehlerquellen können durch gezielte Modellverbesserungen, die zum Teil bereits umgesetzt wurden, verringert werden. Z. B. können die Unsicherheiten, die aus den nicht berücksichtigten Talsperren und Speichern resultieren, in Zukunft durch die Nutzung des „Reservoir-Moduls“ in SWIM reduziert werden. Dieses wurde u. a. in den Einzugsgebieten des Niger und des São Francisco (Brasilien) erfolgreich angewendet (Koch et al. 2013, Liersch et al. 2013, Koch et al. 2015, vgl. auch Krysanova et al. 2015).

Die Kopplung von SWIM und MONERIS erfolgt in der EET mit Hilfe einer Datenschnittstelle, über die SWIM monatlich aggregierte Abflusswerte für MONERIS bereitstellt. Die Weiterentwicklung von MONERIS umfasst eine Umstellung auf Tages-Zeitschritte, daher kommt in Zukunft auch eine Kopplung auf Tagesbasis in Frage, wodurch die Ergebnisqualität potentiell gesteigert werden kann. Ein darüber hinausgehender Schritt ist eine synchronisierte Kopplung, bei der Ergebnisse auf Zeitschrittebene in beide Richtungen übergeben werden, um Wechselwirkungen zwischen Prozessen berücksichtigen zu können. Diese betrifft nicht nur Pflanzenwachstumsprozesse und den Nährstofftransport bei der Kopplung von SWIM und MONERIS, sondern auch die Berücksichtigung der Bewirtschaftungseinflüsse in SWIM.

In Kapitel 5 wurde eine bereits umgesetzte Weiterentwicklung von SWIM-live angeführt. Dieser Version liegt eine erweiterte Datenbasis zugrunde. Für die Modellierung stehen hierbei die Daten von ca. 700 Klima- bzw. Niederschlagstationen zur Verfügung, die über das Web-Portal „Web-Werdis“ des Deutschen Wetterdienstes abgerufen werden. Als Interpolationsverfahren wird bei dieser Version External-Drift-Kriging angewendet, wobei die Geländehöhe als Hilfsvariable hinzugezogen wird. Diesem Verfahren liegt ein geostatistisches Modell zugrunde, durch das die spezifischen räumlichen Eigenschaften der Niederschlagsverteilung, wie u. a. durch die Geländehöhe verursachte Trends, bei der Interpolation einbezogen werden.

Die Simulationen mit SWIM-live lassen sich um Vorhersagen und Projektionen erweitern, die in den aktuellen Verlauf der ökohydrologischen Größen eingeordnet werden können. Dieser Zeitskalen-übergreifende Ansatz würde einen Ausgangspunkt schaffen, um das für die Klimamodellierung entwickelte Konzept der nahtlosen Vorhersage auf Klimafolgenanalysen zu übertragen (vgl. Palmer et al. 2008). Vorbereitende Tests, SWIM-live auch für eine Kurzfrist bzw. saisonale Vorhersage der Wasserhaushaltskomponenten anzuwenden, waren erfolgreich. Hierfür wurden die simulierten Daten des globalen Wettervorhersage-Modells GFS (Global Forecast System, Saha et al. 2014) des amerikanischen Wetterdienstes verwendet. Diese stehen in einer Ausflösung von $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ zur Verfügung und umfassen

einen Vorhersagezeitraum von acht Tagen. Zusätzlich wurden Simulationen mit saisonalen Vorhersagen des Vorhersagesystems CFS (Coupled Forecast System, Campana & Caplan 2005) durchgeführt. Diese sind für einen Vorhersagezeitraum von 100 Tagen mit einer Rasterweite von 100 km verfügbar. Roers et al. (2014) stellen erste Ergebnisse der Modellanwendungen vor. Diese wurden mit Simulationen des Modells HBV (Bergström 1995) verglichen, das auf Grundlage der gleichen Eingangsdaten konfiguriert und kalibriert wurde wie SWIM-live. Die simulierten Abflüsse stimmen bei mittleren Abflussverhältnissen überein, bei Niedrig- und Hochwasser variiert die Güte der Simulationen beider Modelle. Die unterschiedlichen Schwächen und Stärken können sich ergänzen, wenn man die Modelle zu einem Ensemble zusammenfasst. Ein solches hydrologisches Multi-Modell-Ensemble ist in der Lage, die Unsicherheiten, die aus der Wahl einer bestimmten Modellstruktur (Prozessbeschreibung, räumliche Abbildung des realen Systems etc.) resultieren, zu erfassen (Meißner et al. 2014).

Meteorologische (Single-Modell) Ensembleprognosen haben für die Hochwasservorhersage eine zunehmende Bedeutung. Die Idee dabei ist, dass mittels atmosphärischer Modelle Prognosen mit unterschiedlichen Anfangsbedingungen erstellt werden, die eine Anzahl möglicher Niederschlagsfelder ergeben (Blöschl et al. 2014). Diese werden als Eingangsdaten für hydrologische Modelle herangezogen und führen zur gleichen Anzahl möglicher Abflussprognosen an jeder Vorhersagestelle (Blöschl et al. 2014). Die Prognosen sollen nach Blöschl et al. (2014) eine Bandbreite zukünftiger Abflüsse für jeden Prognosezeitraum ausweisen und stellen primär einen Indikator der Unsicherheiten dar. Die Auswertungen der Fehler können verwendet werden, um den Ensembleprognosen Wahrscheinlichkeiten zuzuordnen.

Ensembleprognosen werden europaweit in operationellen Hochwasservorhersagesystemen eingesetzt (vgl. Cloke & Pappenberger 2009). In den meisten Fällen werden hierbei Mittelfristvorhersagen des ECMWF (European Center of Medium Range Weather Forecast) genutzt, das Vorhersagen von bis zu 52 Ensemblemitgliedern für einen Prognosezeitraum von 10–15 Tagen mit einer räumlichen Auflösung von bis zu $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ zur Verfügung stellt. Ensembleprognosen mit SWIM-live auf Grundlage dieser Daten stellen ein vielversprechendes Anwendungsgebiet dar.

Um Vorhersagen bereitstellen zu können, die eine für operationelle Anwendungen erforderliche Verlässlichkeit bieten, muss eine geeignete Strategie zum Umgang mit Fehlern entwickelt werden. Diese beinhaltet die Kalibrierung und Validierung anhand von Hindcast-Simulationen, eine Fehlerkorrektur sowie Methoden zur Datenassimilation. Letztere umfassen nach Lisniak et al. (2014) Eingriffe in das hydrologische Modell, um den Zustand des Modellspeichers mit Beobachtungsdaten in Einklang zu bringen. Für diese Nachführung des Modells können Abflussdaten in Echtzeit verwendet werden. Darüber hinaus können nach Lisniak et al. (2014) statistische Ansätze wie der Kalman Filter verwendet werden, um z. B. den Bodenfeuchtezustand aus dem aktuell beobachteten Abfluss zu schätzen.

Zur Ausweitung des Monitorings der tagesaktuellen hydrologischen

Prozesse auf die Entwicklung der Nährstoffeinträge, könnte die in der EET implementierte Modellkette nach dem Vorbild von SWIM-live in einen Echtzeit bzw. Vorhersagemodus überführt werden. Voraussetzung hierfür ist die Verfügbarkeit einer MONERIS-Version, mit der Simulationen in Tagesritten möglich sind. Indem Bewirtschaftungseinflüsse in Zukunft direkt mit SWIM simuliert werden, ließen sich Probleme vermeiden, die aus der monatlichen Bilanzierung von WBalMo resultieren. Die Abflussspitzen bei Hochwasserereignissen, die in kürzeren Zeiträumen auftreten, können mit monatlichen Zeitschritten nicht abgebildet werden. Dagegen wäre eine SWIM-live Version mit Bewirtschaftungsmodul in der Lage, die gezielte Steuerung der Speicher zur Abschwächung der Auswirkungen von Hoch- oder Niedrigwasserereignissen zu simulieren.

6.5 Schlussfolgerung

Die Dynamisierung von Klimafolgenanalysen konnte – den Leitthemen folgend – exemplarisch im Elbegebiet erzielt werden. Der Anlass hierfür war durch die fehlerhaften methodischen Grundlagen von STARS gegeben. Die Sinnfälligkeit der Dynamisierung ist jedoch nicht an diesen konkreten Anlass gebunden, sondern beruht auf der grundlegenden Einsicht, dass Ad-hoc-Szenarienanalysen immer auch pragmatische Vereinfachungen zugrunde liegen, die fortlaufend überprüft werden müssen.

Die Beantwortung der ersten beiden Forschungsfragen zeigt, dass die Aktualisierung von Klimaszenarien in einem bestehenden Modellsystem eine Vergleichbarkeit mit vorangegangenen Studien schafft und damit zur Plausibilisierung der Szenarien beiträgt. Die aktuellen Szenarien bestätigen die Richtung, jedoch nicht das Ausmaß der Klimafolgen: Die Abflussrückgänge sind geringer und die damit verbundenen Änderungen der Nährstofffrachten kleiner als zuvor angenommen. Obwohl die Aussagequalität der Ergebnisse als methodisch besser begründet eingeschätzt wird, bleiben auch bei der Verwendung neuer Szenarien Unsicherheiten bestehen. So würden eine Verfeinerung der räumlichen Auflösung der Klimaszenarien und die Stützung der Bias-Korrektur auf tägliche bzw. monatliche Reanalysedaten die räumliche und zeitliche Variabilität der Niederschlagsprojektionen näher an die Realität heranführen. Zum Beispiel könnte eines der Ziele der zweiten Phase des ISI-MIP Projektes – die bessere Repräsentation von extremen Wetterereignissen – u. a. durch solche Verbesserungen erreicht werden. Mit den daraus resultierenden verbesserten Szenarien bestünde wiederum erneut ein Anlass zur Wiederholung von Auswirkungsrechnungen, wodurch die Unsicherheiten der Projektionen weiter reduziert würden. Wie in dieser Dissertation gezeigt wurde, eignet sich die beschriebene Methode hierfür als Muster.

Die zur Beantwortung der dritten Forschungsfrage mit SWIM durchgeführten Validierungsstudien sowie die Validierung von MONERIS legen die Unsicherheiten bei der Klimawirkungsmodellierung offen. Diese sind auf Parameterunsicherheiten, Unsicherheiten in den Eingangsdaten und

Unsicherheiten bei der Prozessbeschreibung im Modell zurückzuführen. Im Fall von SWIM-live führte zu einer Verdichtung der meteorologischen Eingangsdaten durch die Verwendung von nun ca. 700 Klima- bzw. Niederschlagsstationen zu einer Verbesserung der Ergebnisse. Zum anderen wurde SWIM-live beispielhaft für einen Zyklus aus punktueller Modellverbesserung und flächiger Überprüfung der Simulationsergebnisse genutzt. So wurde beispielsweise die Variabilität der Evapotranspirationsraten zwischen den Bodentypen, die bei den Lysimetermessungen festzustellen war, durch die Anpassung der maximalen Durchwurzelungstiefe in Abhängigkeit vom Bodentyp erhöht. Außerdem wurde mit Hilfe des Modellsystems die Sensitivität des simulierten Pflanzenwachstums gegenüber einem Faktor getestet, der angibt, bis in welche Bodentiefen Defizite bei der Wasseraufnahme der Pflanzen kompensiert werden können. Die Auswirkungen sowohl dieser als auch zukünftiger Anpassungen auf die Abflüsse an den Pegeln sind im „live“-System direkt überprüfbar.

Die Güte von Vorhersagen bzw. Projektionen für unterschiedliche Zeithorizonte kann durch die bestmögliche Abbildung der aktuellen ökohydrologischen Situation gesteigert werden. Eine nahtlose Vorhersage des Wasserhaushalts würde schließlich durch die Ergänzung dieser tagesaktuellen Simulationen mit Vorhersagen, also durch die Verknüpfung der beiden Leitthemen dieser Dissertation, erreicht (vgl. Abb. 1.1). Diese Verknüpfung umfasst Verbesserungen bei den Prozessbeschreibungen im hydrologischen Modell, die einheitliche Fehlerkorrektur und Datenassimilation mit Hilfe von Beobachtungsdaten sowie die Einordnung des aktuellen Witterungsverlaufs, der Vorhersagen und der Projektionen durch den Bezug auf Extremjahre.

Literaturverzeichnis

- Andersen, H. E., B. Kronvang, S. E. Larsen, C. C. Hoffmann, T. S. Jensen & E. K. Rasmussen (2006): Climate-change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin. *Science of the Total Environment* 365 (1–3): 223–237. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.036.
- Arheimer, B., J. Andreasson, S. Fogelberg, H. Johnsson, C. B. Pers & K. Persson (2005): Climate change impact on water quality: Model results from southern Sweden. *Ambio* 34 (7): 559–566. doi:10.1639/0044-7447(2005)034[0559:CCIOWQ]2.0.CO;2.
- Arnold, J. G., P. M. Allen & G. Bernhardt (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology* 142 (1–4): 47–69. doi:10.1016/0022-1694(93)90004-S.
- Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah & J. R. Williams (1998): Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association* 34 (1): 73–89. doi:10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x.
- ATV-DVWK (Hrsg.) (2000): Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK Forschungsberichte, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. / AG „Schadstoffe und Ökologie der Elbe“, Hennef. ISBN 3-933707-63-3.
- Bach, M. & A. Skitschak (2007): Berechnung der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung „Kreise und kreisfreie Städte“. Endbericht des UBA-F+E-Projektes (FKZ 205 24204).
- Becker, A. & M. Venohr (2015): Anwendung des Nährstoffbilanzierungsmodells MONERIS. Abschlussbericht, erstellt im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, URL http://www.fgg-elbe.de/hintergrundinformationen.html?file=tl_files/Downloads/EG_WRRRL/hgi/hgd_bp2/FGG/HD_Naehrstoffe_nach_Elbe-Rat_formatiert.pdf, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Behrendt, H., M. Bach, R. Kunkel, D. Opitz, W.-G. Pagenkopf, G. Scholz & F. Wendland (2003): Texte 82/03 – Nutrient Emissions into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure. Research Report 299 22 285, Umweltbundesamt, URL <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/>

- berechnung-von-stoffeintraegen-in-fliessgewaesser, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Behrendt, H. & R. Dannowski (2005): Nutrients and Heavy Metals in the Odra River System: Emissions from Point and Diffuse Sources, their Loads, and Scenario Calculations on Possible Changes. Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Auflage. ISBN 978-3-89998-046-2.
- Behrendt, H., P. Huber, M. Kornmilch, D. Opitz, O. Schmoll, G. Scholz & R. Uebe (2000): Texte 23/00 – Nutrient Emissions into River Basins of Germany. Research Report 296 25 515, Umweltbundesamt, URL <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/short/k1837.pdf>, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Behrendt, H., M. Kornmilch, D. Opitz, O. Schmoll & G. Scholz (2002): Estimation of the nutrient inputs into river systems – experiences from German rivers. *Regional Environmental Change* 3 (1–3): 107–117. doi:10.1007/s10113-002-0042-3.
- Behrendt, H. & D. Opitz (1999): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410 (0): 111–122. doi:10.1023/A:1003735225869.
- Bergström, S. (1995): The HBV Model. In: V. P. Singh (Hrsg.) *Computer Models of Watershed Hydrology*, Seiten 443–476. Water Resources Pubns, Highlands Ranch, Colorado. ISBN 978-1-887201-74-2.
- Berlekamp, J., S. Lautenbach, N. Graf, S. Reimer & M. Matthies (2007): Integration of MONERIS and GREAT-ER in the decision support system for the German Elbe river basin. *Environmental Modelling & Software* 22 (2): 239–247. doi:10.1016/j.envsoft.2005.07.021.
- BfG (2013): Das Juni-Hochwasser des Jahres 2013 in Deutschland. – Autoren: J. Belz et al. BfG-Bericht 1793, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, URL http://rees-magazin.de/wp-content/uploads/2013/06/2013_06_26_pm_bericht.pdf, zuletzt aufgerufen am 30.06.2013.
- BfG, DWD, BSH & BAW (Hrsg.) (2015): KLIWAS Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt - Entwicklung von Anpassungsoptionen. Synthesebericht für Entscheidungsträger KLIWAS-57/2015, Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, URL https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Publikationen/WS/kliwas-abschlussbericht-des-bmvi-2015-03-12.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt aufgerufen am 01.02.2016.
- Blöschl, G., T. Nester, J. Parajka & J. Komma (2014): Hochwasserprognosen an der österreichischen Donau und Datenassimilation. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 58 (2): 64–72. doi:10.5675/HyWa_2014,2_1.

-
- Bossard, M., J. Feranec & J. Otahel (2000): CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. Technical report 40, European Environment Agency, Copenhagen, URL http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add/at_download/file, zuletzt aufgerufen am 30.06.2013.
- Brazdil, R., O. Kotyza & P. Dobrovolny (2006): July 1432 and August 2002 - two millennial floods in Bohemia? *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* 51 (5): 848–863. doi:10.1623/hysj.51.5.848.
- Bronstert, A. & S. Itzerott (Hrsg.) (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsprojekt, Band 18 von *Brandenburgische Umwelt-Berichte*. Universitätsverlag, Potsdam. ISBN 978-3-939469-17-9.
- Bronstert, A., V. Kolokotronis, D. Schwandt & H. Straub (2007): Comparison and evaluation of regional climate scenarios for hydrological impact analysis: General scheme and application example. *International Journal of Climatology* 27 (12): 1579–1594. doi:10.1002/joc.1621.
- Büttner, O., K. Otte-Witte, F. Krüger, G. Meon & M. Rode (2006): Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle river Elbe, Germany. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34 (3): 265–278. doi:10.1002/aheh.200500626.
- Cabelguenne, M., P. Debaeke, J. Puech & N. Bosc (1997): Real time irrigation management using the EPIC-PHASE model and weather forecasts. *Agricultural Water Management* 32 (3): 227–238. doi:10.1016/S0378-3774(96)01275-9.
- Cai, J. B., Y. Liu, D. Xu, P. Paredes & L. S. Pereira (2009): Simulation of the soil water balance of wheat using daily weather forecast messages to estimate the reference evapotranspiration. *Hydrology and Earth System Sciences* 13 (7): 1045–1059. ISSN 1027-5606.
- Campana, K. & P. Caplan (2005): “Technical Procedures Bulletin” for the T382 Global Forecast System. Technischer Bericht, National Oceanic and Atmospheric Administration U.S. Department of Commerce, URL http://www.emc.ncep.noaa.gov/gc_wmb/Documentation/TPBoct05/T382.TPB.FINAL.htm, zuletzt aufgerufen am 23.03.2016.
- Carl, P. & H. Behrendt (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 1. Comprehensive foundation. *Water Resources Research* 44 (2): W02420. doi:10.1029/2004WR003724.
- Carl, P., K. Gerlinger, F. F. Hattermann, V. Krysanova, C. Schilling & H. Behrendt (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 2. Extended demonstration. *Water Resources Research* 44 (3): W03426. doi:10.1029/2006WR005056.

- Claussen, K., S. Kaden, M. Kaltofen, M. Roers & T. Lüllwitz (2010): Elbe-Expert-Toolbox: Instrumentarium zur integralen wasserwirtschaftlichen, sozialen und ökonomischen Analyse im Elbe-Einzugsgebiet. In: G. Meon (Hrsg.) *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Band 29 (11), Seiten 255–262. DWA. ISBN 978-3-941897-49-6.
- Cloke, H. L. & F. Pappenberger (2009): Ensemble flood forecasting: A review. *Journal of Hydrology* 375 (3–4): 613–626. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.06.005.
- Collier, C. G. (2007): Flash flood forecasting: What are the limits of predictability? *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 133 (622): 3–23. doi:10.1002/qj.29.
- Conradt, T., F. F. Hattermann, H. Koch & F. Wechsung (2013a): Klima- und Landnutzungsszenarien in ihren Wirkungen auf den Wasserabfluss. In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.) *Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung, Kapitel 2.7*, Seiten 177–210. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 978-3-89998-213-8.
- Conradt, T., M. Kaltofen, M. Hentschel, F. F. Hattermann & F. Wechsung (2007a): Impacts of global change on water-related sectors and society in a trans-boundary central European river basin – Part 2: from ecohydrology to water demand management. *Advances in Geosciences* 11: 93–99. doi:10.5194/adgeo-11-93-2007.
- Conradt, T., H. Koch, F. Hattermann & F. Wechsung (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: 1–13. doi:10.1007/s10113-012-0280-y.
- Conradt, T., H. Koch, F. Hattermann & F. Wechsung (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* 12 (3): 1–16. ISSN 1436-3798.
- Conradt, T., Z. W. Kundzewicz, F. Hattermann & F. Wechsung (2007b): Measured effects of new lake surfaces on regional precipitation. *Hydrological Sciences Journal* 52 (5): 936–955. doi:10.1623/hysj.52.5.936.
- Conradt, T. & C. Rachimow (2011): Bodenarten. In: F. Wechsung, H. Koch & P. Gräfe (Hrsg.) *Elbe-Atlas des globalen Wandels, Kapitel 3.4*, Seiten 30–31. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 3-89998-200-2.
- Conradt, T., M. Roers, K. Schroeter, F. Elmer, P. Hoffmann, H. Koch, F. F. Hattermann & F. Wechsung (2013b): Vergleich der Extremhochwässer

2002 und 2013 im deutschen Teil des Elbegebiets und deren Abflusssimulation durch SWIM-live. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 57 (5): 241–245. doi:10.5675/HyWa.2013,5-4.

Conradt, T., S. R. Schmidt & J. Hoymann (2011): Landbedeckung und Landnutzung. In: F. Wechsung, H. Koch & P. Gräfe (Hrsg.) *Elbe-Atlas des globalen Wandels, Kapitel 3.5*, Seiten 32–33. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 3-89998-200-2.

DWD (2002): Hängen vermehrte Starkniederschläge am Hohenpeißenberg mit veränderten Wetterlagen zusammen? – Autor: W. Fricke. Klimastatusbericht 2002, Deutscher Wetterdienst, Offenbach, URL http://beta.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/publikationen/ksb2002_pdf/14_2002.html, zuletzt aufgerufen am 30.06.2013.

Dyck, S. & G. Peschke (1989): Grundlagen der Hydrologie. Verlag Bauwesen, Berlin. ISBN 978-3-345-00586-2.

EMEP (2002): Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe. European Monitoring and Evaluation Programme, URL http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/emissions_emepmodels/, zuletzt aufgerufen am 01.06.2015.

EU (1998): Änderung der Richtlinie 91/271/EWG zur Behandlung von kommunalem Abwasser. Richtlinie 98/15/EG, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, URL <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0015&from=DE>, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.

FAO (Hrsg.) (2007): Digital Soil Map of the World – version 3.6. Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=14116>, zuletzt aufgerufen am 01.06.2015.

Farr, T. G., P. A. Rosen, E. Caro, R. Crippen, R. Duren, S. Hensley, M. Kobrick, M. Paller, E. Rodriguez, L. Roth, D. Seal, S. Shaffer, J. Shimada, J. Umland, M. Werner, M. Oskin, D. Burbank & D. Alsdorf (2007): The Shuttle Radar Topography Mission. *Reviews of Geophysics* 45 (2): RG2004. doi:10.1029/2005RG000183.

Faulhaber, P., W. Finke & T. Gabriel (2008): Zum niedrigen Bezugswasserstand „GIW“ an der deutschen Binneneibe. *Binnenschifffahrt* 12: 64–67. ISSN 0939-1916.

FGG Elbe (Hrsg.) (2009): Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. Flussgebietsgemeinschaft Elbe, URL

- http://www.fgg-elbe.de/tl_files/Downloads/EG_WRRL/ber/bp/0911_Bewirtschaftungsplan.pdf, zuletzt aufgerufen am 01.06.2015.
- Fohrer, N. & B. Schmalz (2012): Das UNESCO ökohydrologie-Referenzprojekt Kielstau-Einzugsgebiet – nachhaltiges Wasserressourcenmanagement und Ausbildung im ländlichen Raum. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 56 (4): 160–168. doi:10.5675/HyWa_2012,4_1.
- Fowler, H. J., S. Blenkinsop & C. Tebaldi (2007): Linking climate change modelling to impacts studies: recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling. *International Journal of Climatology* 27 (12): 1547–1578. doi:10.1002/joc.1556.
- Fuchs, S., U. Scherer, R. Wander, H. Behrendt, M. Venohr, D. Opitz, T. Hillenbrand, F. Marscheider-Weidemann & T. Götz (2011): Texte 45/2010 – Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. UBA-FB 001410, Umweltbundesamt, URL <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/berechnung-von-stoffeintragen-in-fliessgewaesser>, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Gadegast, M. & M. Venohr (2015): Modellierung historischer Nährstoffeinträge und -frachten zur Ableitung von Nährstoffreferenz- und Orientierungswerten für mitteleuropäische Flussgebiete. Bericht erstellt im Auftrag des NLWKN, URL <http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/98787>, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Ganguly, A. R. & R. L. Bras (2003): Distributed Quantitative Precipitation Forecasting Using Information from Radar and Numerical Weather Prediction Models. *Journal of Hydrometeorology* 4 (6): 1168–1180. doi:10.1175/1525-7541(2003)004<1168:DQPFUI>2.0.CO;2.
- Georgakakos, K. P. (2006): Analytical results for operational flash flood guidance. *Journal of Hydrology* 317 (1–2): 81–103. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.05.009.
- Gericke, A. & M. Venohr (2015): Further Development of the MONE-RIS Model with Particular Focus on the Application in the Danube Basin. Final Report, erstellt im Auftrag „Permanent Secretariat of the International Commission for the Protection of the Danube River“, URL http://esox/IGB-Publikationen.Intern/Gericke_2015_r_Danube%20Basin.pdf, zuletzt aufgerufen am 18.01.2016.
- Gerstengarbe, F.-W., P. C. Werner, H. Österle & F. Wechsung (2011a): Das Klima. In: F. Wechsung, H. Koch & P. Gräfe (Hrsg.) *Elbe-Atlas des globalen Wandels, Kapitel 3.2*, Seiten 22–23. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 3-89998-200-2.
- Gerstengarbe, F.-W., P. C. Werner, H. Österle & F. Wechsung (2011b): Regionales Klimaszenario STAR 2k. In: F. Wechsung, H. Koch &

-
- P. Gräfe (Hrsg.) *Elbe-Atlas des globalen Wandels, Kapitel 4.1*, Seiten 44–49. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 3-89998-200-2.
- Gleckler, P. J., K. E. Taylor & C. Doutriaux (2008): Performance metrics for climate models. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 113 (D6): D06104. doi:10.1029/2007JD008972.
- Goudriaan, J., J. Groot & P. Uithol (2001): Productivity of agro-ecosystems. In: *Terrestrial Global Productivity*, Seiten 301–304. Academic Press. ISBN 0-12-505290-1.
- Habeck, A., V. Krysanova & F. F. Hattermann (2005): Integrated analysis of water quality in a mesoscale lowland basin. *Advances in Geosciences* 5: 13–17. doi:10.5194/adgeo-5-13-2005.
- Haferkorn, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes – Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis. Doktorarbeit, Georg-August-Universität, Göttingen, URL <http://hdl.handle.net/11858/00-1735-0000-000D-F107-4>, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Hartwich, R., J. Behrens, W. Eckelmann, G. Haase, A. Richter, G. Roeschmann & R. Schmidt (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK1000). URL http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK1000/buek1000_node.html, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Hattermann, F. F., V. Krysanova, A. Habeck & A. Bronstert (2006): Integrating wetlands and riparian zones in river basin modelling. *Ecological Modelling* 199 (4): 379–392. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.06.012.
- Hattermann, F. F., V. Krysanova, F. Wechsung & M. Wattenbach (2004): Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modelling. *Environmental Modelling & Software* 19 (11): 1039–1051. doi:10.1016/j.envsoft.2003.11.007.
- Hattermann, F. F., M. Wattenbach, V. Krysanova & F. Wechsung (2005): Runoff simulations on the macroscale with the ecohydrological model SWIM in the Elbe catchment - validation and uncertainty analysis. *Hydrological Processes* 19 (3): 693–714. doi:10.1002/hyp.5625.
- Heidecke, C., U. Hirt, P. Kreins, P. Kuhr, R. Kunkel, J. Mahnkopf, M. Schott, B. Tetzlaff, M. Venohr, A. Wagner & F. Wendland (2015): Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+- Weser. Thünen Report 21, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, URL <https://www.ti.bund.de/>

- media/publikationen/thuenen-report/Thuenen-Report_21.pdf, zuletzt aufgerufen am 18.02.2016.
- Held, I. M. (2005): The gap between simulation and understanding in climate modeling. *Bulletin of the American Meteorological Society* 86 (11): 1609–1614. doi:10.1175/BAMS-86-11-1609.
- Held, I. (2014): Simplicity Amid Complexity. *Science* 343 (6176): 1206–1207. doi:10.1126/science.1248447.
- Helm, B., T. Terekhanova, J. Tränckner, M. Venohr & P. Krebs (2013): Attributiveness of a mass flow analysis model for integrated water resources assessment under data-scarce conditions. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 67 (2): 261–270. doi:10.2166/wst.2012.497.
- Hempel, S., K. Frieler, L. Warszawski, J. Schewe & F. Piontek (2013): A trend-preserving bias correction – the ISI-MIP approach. *Earth System Dynamics Discussions* 4 (1): 49–92. doi:10.5194/esdd-4-49-2013.
- Hesse, C. & V. Krysanova (2016): Modeling Climate and Management Change Impacts on Water Quality and In-Stream Processes in the Elbe River Basin. *Water* 8 (2): 40. doi:10.3390/w8020040.
- Hesse, C., V. Krysanova, T. Vetter & J. Reinhardt (2013): Comparison of several approaches representing terrestrial and in-stream nutrient retention and decomposition in watershed modelling. *Ecological Modelling* 269: 70–85. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.08.017.
- Hesse, C., V. Krysanova & A. Voss (2012): Implementing In-Stream Nutrient Processes in Large-Scale Landscape Modeling for the Impact Assessment on Water Quality. *Environmental Modeling & Assessment* 17 (6): 589–611. doi:10.1007/s10666-012-9320-8.
- Hinsby, K., S. Markager, B. Kronvang, J. Windolf, T. O. Sonnenborg & L. Thorling (2012): Threshold values and management options for nutrients in a catchment of a temperate estuary with poor ecological status. *Hydrology and Earth System Sciences* 16 (8): 2663–2683. doi:10.5194/hess-16-2663-2012.
- Hirt, U., J. Mahnkopf, M. Gadegast, L. Czudowski, U. Mischke, C. Heidecke, G. Schernewski & M. Venohr (2014): Reference conditions for rivers of the German Baltic Sea catchment: reconstructing nutrient regimes using the model MONERIS. *Regional Environmental Change* 14 (3): 1123–1138. doi:10.1007/s10113-013-0559-7.
- Hoskins, B. (2013): The potential for skill across the range of the seamless weather-climate prediction problem: a stimulus for our science. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 139 (672): 573–584. doi:10.1002/qj.1991.

-
- Huang, S., F. F. Hattermann, V. Krysanova & A. Bronstert (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 (3–4): 631–663. doi:10.1007/s10584-012-0586-2.
- Huang, S., V. Krysanova & F. Hattermann (2014): Projections of climate change impacts on floods and droughts in Germany using an ensemble of climate change scenarios. *Regional Environmental Change* 15 (3): 461–473. doi:10.1007/s10113-014-0606-z.
- Hurrell, J., G. A. Meehl, D. Bader, T. L. Delworth, B. Kirtman & B. Wielicki (2009): A Unified Modeling Approach to Climate System Prediction. *Bulletin of the American Meteorological Society* 90 (12): 1819–1832. doi:10.1175/2009BAMS2752.1.
- IKSE (Hrsg.) (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. – Autoren: M. Simon et al. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, URL <http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/IKSE-Elbe-und-ihr-Einzugsgebiet-2005-Kap1und2.pdf>, zuletzt aufgerufen am 10.09.2015.
- Jang, S. & M. L. Kavvas (2015): Downscaling Global Climate Simulations to Regional Scales: Statistical Downscaling versus Dynamical Downscaling. *Journal of Hydrologic Engineering* 20 (1): A4014006. doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000939.
- Jeppesen, E., B. Kronvang, J. E. Olesen, J. Audet, M. Sondergaard, C. C. Hoffmann, H. E. Andersen, T. L. Lauridsen, L. Liboriussen, S. E. Larsen, M. Beklioglu, M. Meerhoff, A. Ozen & K. Ozkan (2011): Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia* 663 (1): 1–21. doi:10.1007/s10750-010-0547-6.
- Kaden, S., M. Kaltofen, T. Lüllwitz, M. Roers & R. Timmermann (2010): Die Elbe-Expert-Toolbox – Ein Entscheidungshilfesystem für das integrale wasserwirtschaftliche, (öko-)hydrologische und sozioökonomische Management eines Flusseinzugsgebietes. In: J. Strobl, T. Blaschke & G. Griesebner (Hrsg.) *Angewandte Geoinformatik 2010: Beiträge zum 22. AGIT-Symposium Salzburg*, Seiten 290–299. Wichmann Verlag, Berlin. ISBN 978-3-87907-495-2.
- Kaltofen, M., M. Hentschel, S. Kaden, O. Dietrich & H. Koch (2013): Wasserverfügbarkeit im Elbeeinzugsgebiet unter Berücksichtigung des globalen Wandels – Analysen mit einem stochastischen Langfristbewirtschaftungsmodell. In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.) *Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung, Kapitel 3.1*, Seiten 377–404. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 978-3-89998-213-8.

- Kaste, O., R. F. Wright, L. J. Barkved, B. Bjerkgeng, T. Engen-Skaugen, J. Magnusson & N. R. Saelthun (2006): Linked models to assess the impacts of climate change on nitrogen in a Norwegian river basin and fjord system. *Science of the Total Environment* 365 (1–3): 200–222. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.035.
- Katzav, J. & W. S. Parker (2015): The future of climate modeling. *Climatic Change* 132 (4): 475–487. doi:10.1007/s10584-015-1435-x.
- Kleeberg, A., M. Hupfer & G. Gust (2007): Phosphorus entrainment due to resuspension in a lowland river, Spree, NE Germany - A laboratory microcosm study. *Water Air and Soil Pollution* 183 (1–4): 129–142. doi:10.1007/s11270-007-9362-8.
- Koch, H. (2011): Übersicht über das Elbeeinzugsgebiet. In: F. Wechsung, H. Koch & P. Gräfe (Hrsg.) *Elbe-Atlas des globalen Wandels, Kapitel 3.1*, Seiten 20–21. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 3-89998-200-2.
- Koch, H., A. Biewald, S. Liersch, J. R. G. de Azevedo, G. N. S. da Silva, K. Kölling, P. Fischer, R. Koch & F. F. Hattermann (2015): Scenarios of climate and land-use change, water demand and water availability for the Sao Francisco river basin. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 36 (in Druck).
- Koch, H., S. Liersch & F. F. Hattermann (2013): Integrating water resources management in eco-hydrological modelling. *Water Science and Technology* 67 (7): 1525–1533. doi:10.2166/wst.2013.022.
- Koch, H., F. Wechsung & U. Grünewald (2010): Analyse jüngerer Niedrigwasserabflüsse im tschechischen Elbeeinzugsgebiet. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 54 (3): 169–178. ISSN 1439-1783.
- Krahe, P., E. Nilson, M. Carambia, T. Maurer, L. Tomassini, K. Buelow, D. Jacob & H. Moser (2009): Wirkungsabschätzung von Unsicherheiten der Klimamodellierung in Abflussprojektionen – Auswertung eines Multimodell-Ensembles im Rheingebiet. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 53 (5): 316–331. ISSN 1439-1783.
- Kronvang, B. (1992): The export of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river basins: Implications on estimating the non-point phosphorus load. *Water Research* 26 (10): 1347–1358. doi:10.1016/0043-1354(92)90129-R.
- Krysanova, V., F. Hattermann, S. Huang, C. Hesse, T. Vetter, S. Liersch, H. Koch & Z. W. Kundzewicz (2015): Modelling climate and land-use change impacts with SWIM: lessons learnt from multiple applications. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* 60 (4): 606–635. doi:10.1080/02626667.2014.925560.

-
- Krysanova, V., Z. Kundzewicz, I. Pińskwar & A. Habeck (2006): Regional Socio-economic and Environmental Changes and their Impacts on Water Resources on Example of Odra and Elbe Basins. *Water Resources Management* 20 (4): 607–641. doi:10.1007/s11269-006-3091-4.
- Krysanova, V., A. Meiner, J. Roosaare & A. Vasilyev (1989): Simulation Modeling of the Coastal Waters Pollution from Agricultural Watershed. *Ecological Modelling* 49 (1–2): 7–29. doi:10.1016/0304-3800(89)90041-0.
- Krysanova, V., D.-I. Müller-Wohlfeil & A. Becker (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling* 106 (2–3): 261–289. doi:10.1016/S0304-3800(97)00204-4.
- Krysanova, V., F. Wechsung, J. G. Arnold, R. Srinivasan & J. Williams (2000): SWIM (Soil and Water Integrated Model) – User Manual. PIK Report 69, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, URL <https://www.pik-potsdam.de/research/publications/pikreports/.files/pr69.pdf>, zuletzt aufgerufen am 20.06.2013.
- Lautenbach, S., J. Berlekamp, N. Graf, R. Seppelt & M. Matthies (2009): Scenario analysis and management options for sustainable river basin management: Application of the Elbe DSS. *Environmental Modelling & Software* 24 (1): 26–43. doi:10.1016/j.envsoft.2008.05.001.
- Leibundgut, C. & F.-J. Kern (2003): Die Wasserbilanz der Bundesrepublik Deutschland: Neue Ergebnisse aus dem Hydrologischen Atlas Deutschland. *Petermanns geographische Mitteilungen* 147 (6): 6–11. ISSN 0031-6229.
- Liersch, S., J. Cools, B. Kone, H. Koch, M. Diallo, J. Reinhardt, S. Fournet, V. Aich & F. F. Hattermann (2013): Vulnerability of rice production in the Inner Niger Delta to water resources management under climate variability and change. *Environmental Science & Policy* 34: 18–33. doi:10.1016/j.envsci.2012.10.014.
- Lindenschmidt, K.-E., K. Fleischbein & M. Baborowski (2007): Structural uncertainty in a river water quality modelling system. *Ecological Modelling* 204 (3–4): 289–300. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.01.004.
- Lisniak, D., D. Meissner, B. Klein & R. Pinzinger (2014): Konzept zur Nachführung von Anfangszuständen eines operationellen hydrologischen Modells für die Verbesserung von Abflussvorhersagen. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 58 (2): 106–118. doi:10.5675/HyWa_2014,2_6.
- Loague, K. & R. E. Green (1991): Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology* 7 (1–2): 51–73. doi:10.1016/0169-7722(91)90038-3.

- Luo, Y., C. He, M. Sophocleous, Z. Yin, R. Hongrui & Z. Ouyang (2008): Assessment of crop growth and soil water modules in SWAT2000 using extensive field experiment data in an irrigation district of the Yellow River Basin. *Journal of Hydrology* 352 (1–2): 139–156. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.01.003.
- Maidment, D. R. (1993): Handbook of hydrology. McGraw-Hill. ISBN 978-0-07-039732-3.
- Maraun, D., F. Wetterhall, A. M. Ireson, R. E. Chandler, E. J. Kendon, M. Widmann, S. Brienen, H. W. Rust, T. Sauter, M. Themeßl, V. K. C. Venema, K. P. Chun, C. M. Goodess, R. G. Jones, C. Onof, M. Vrac & I. Thiele-Eich (2010): Precipitation downscaling under climate change: Recent developments to bridge the gap between dynamical models and the end user. *Reviews of Geophysics* 48 (3): RG3003. doi:10.1029/2009RG000314.
- Martínková, M., C. Hesse, V. Krysanova, T. Vetter & M. Hanel (2011): Potential impact of climate change on nitrate load from the Jizera catchment (Czech Republic). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36 (13): 673–683. doi:10.1016/j.pce.2011.08.013.
- Marx, A., M. Mast, R. Knoche & H. Kunstmann (2008): Auswirkung der Klimaänderung auf den Wasserhaushalt der Alz. Projektbericht, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Garmisch-Partenkirchen, URL http://www.klimawerkstatt.wzw.tum.de/fileadmin/user_upload/Klimawerkstatt/Auswirkungen_Klimaaenderung_auf_Wasserhaushalt.pdf, zuletzt aufgerufen am 20.06.2013.
- Meißner, D., B. Klein, D. Lisniak & R. Pinzinger (2014): Probabilistische Abfluss- und Wasserstandsvorhersagen – Kommunikationsstrategien und Nutzungspotenziale am Beispiel der Binnenschifffahrt. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 58 (2): 119–127. doi:10.5675/HyWa.2014,2_7.
- MKULNV (2006): Berechnung von Frachten in fließenden Gewässern. Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D – Anlage D8, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, URL http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Datei:D8_Version2_Berechnung_von_Frachten.pdf, zuletzt aufgerufen am 11.10.2015.
- MLUR (2003): Landschaftswasserhaushalt in Brandenburg. Sachstandsbericht, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Potsdam, URL http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/lwh_kurz.pdf, zuletzt aufgerufen am 25.06.2013.

-
- Moore, R. J., V. A. Bell & D. A. Jones (2005): Forecasting for flood warning. *Comptes Rendus Geoscience* 337 (1–2): 203–217. doi:10.1016/j.crte.2004.10.017.
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel & T. L. Veith (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the Asabe* 50 (3): 885–900. doi:10.13031/2013.23153.
- Moussa, R., N. Chahinian & C. Bocquillon (2007): Distributed hydrological modelling of a Mediterranean mountainous catchment – Model construction and multi-site validation. *Journal of Hydrology* 337 (1–2): 35–51. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.01.028.
- Mudelsee, M., M. Börngen, G. Tetzlaff & U. Grünewald (2004): Extreme floods in central Europe over the past 500 years: Role of cyclone pathway “Zugstrasse Vb”. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 109 (D23). doi:10.1029/2004JD005034.
- Nash, J. & J. Sutcliffe (1970): River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10 (3): 282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6.
- Niehoff, D. (2001): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. Doktorarbeit, Universität Potsdam, URL <https://publishup.uni-potsdam.de/files/27/niehoff.pdf>, zuletzt aufgerufen am 17.03.2015.
- OECD (Hrsg.) (2001): Environmental Indicators for Agriculture – Methods and Results. Executive Summary, Organisation for Economic Co-operation and Development, URL <http://www.oecd.org/agriculture/sustainable-agriculture/1916629.pdf>, zuletzt aufgerufen am 01.06.2015.
- Oesterle, H. (2001): Reconstruction of Daily Global Radiation for Past Years for use in Agricultural Models. *Physics and Chemistry of the Earth (B)* 26 (3): 253–256. doi:10.1016/S1464-1909(00)00248-3.
- Orlowsky, B., F.-W. Gerstengarbe & P. C. Werner (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology* 92 (3–4): 209–223. doi:10.1007/s00704-007-0352-y.
- Ott, I., D. Duethmann, J. Liebert, P. Berg, H. Feldmann, J. Ihringer, H. Kunstmann, B. Merz, G. Schaedler & S. Wagner (2013): High-Resolution Climate Change Impact Analysis on Medium-Sized River Catchments in Germany: An Ensemble Assessment. *Journal of Hydro-meteorology* 14 (4): 1175–1193. doi:10.1175/JHM-D-12-091.1.

- Ozen, A., B. Karapinar, I. Kucuk, E. Jeppesen & M. Beklioglu (2010): Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management. *Hydrobiologia* 646 (1): 61–72. doi:10.1007/s10750-010-0179-x.
- Palmer, T. N. (2012): Towards the probabilistic Earth-system simulator: a vision for the future of climate and weather prediction. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 138 (665): 841–861. doi:10.1002/qj.1923.
- Palmer, T. N., F. J. Doblas-Reyes, A. Weisheimer & M. J. Rodwell (2008): Toward seamless prediction: Calibration of climate change projections using seasonal forecasts. *Bulletin of the American Meteorological Society* 89 (4): 459–470. doi:10.1175/BAMS-89-4-459.
- Pegelonline (2013): Abfluss-Rohdaten (15 min-Auflösung) der Pegel Schöna, Havelberg, Calbe-Grizehne und Neu Darchau. Hrsg. von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) im Geschäftsbereich des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, URL <https://www.pegelonline.wsv.de/nutzer/abo/download>, zuletzt aufgerufen am 30.06.2013.
- Pennell, C. & T. Reichler (2010): On the Effective Number of Climate Models. *Journal of Climate* 24 (9): 2358–2367. doi:10.1175/2010JCLI3814.1.
- Post, J., T. Conradt, F. Suckow, V. Krysanova, F. Wechsung & F. F. Hattermann (2008): Integrated assessment of cropland soil carbon sensitivity to recent and future climate in the Elbe River basin. *Hydrological Sciences Journal* 53 (5): 1043–1058. doi:10.1623/hysj.53.5.1043.
- Quiel, K., A. Becker, V. Kirchesch, A. Schöl & H. Fischer (2010): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change* 11 (2): 405–421. doi:10.1007/s10113-010-0152-2.
- Räisänen, J. (2007): How reliable are climate models? *Tellus A* 59 (1): 2–29. doi:10.1111/j.1600-0870.2006.00211.x.
- Reed, S., V. Koren, M. Smith, Z. Zhang, F. Moreda, D.-J. Seo & D. Participants (2004): Overall distributed model intercomparison project results. *Journal of Hydrology* 298 (1–4): 27–60. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.03.031.
- Reichler, T. & J. Kim (2008): How Well Do Coupled Models Simulate Today's Climate? *Bulletin of the American Meteorological Society* 89 (3): 303–311. doi:10.1175/BAMS-89-3-303.
- Richter, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers, Band 194 von *Berichte des Deutschen Wetterdienstes*. DWD, Offenbach. ISBN 3-88148-309-8.

-
- Roers, M., P. Gottschalk, T. Conradt, C. Rachimow & F. Wechsung (2013): SWIM-live 1.0 – Tagesaktuelle Simulation des Wasserhaushalts und der landwirtschaftlichen Pflanzenentwicklung im Elbegebiet. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 57 (5): 225–240. doi:10.5675/HyWa_2013,5_3.
- Roers, M., T. Vetter, P. Hoffmann & F. Wechsung (2014): Simulation of the water balance in the Elbe River basin using weather forecast data – A comparison of the hydrological models SWIM and HBV. Geophysical Research Abstracts 16, EGU2014-14563, EGU General Assembly 2014, Wien, URL http://www.pik-potsdam.de/~roers/Swim_live_charts/Poster_EGU_2014.pdf, zuletzt aufgerufen am 01.03.2016.
- Roers, M. & F. Wechsung (2015): Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 59 (3): 109–119. doi:10.5675/HyWa_2015,3_3.
- Saha, S., S. Moorthi, X. Wu, J. Wang, S. Nadiga, P. Tripp, D. Behringer, Y.-T. Hou, H.-Y. Chuang, M. Iredell, M. Ek, J. Meng, R. Yang, M. P. Mendez, H. Van Den Dool, Q. Zhang, W. Wang, M. Chen & E. Becker (2014): The NCEP Climate Forecast System Version 2. *Journal of Climate* 27 (6): 2185–2208. doi:10.1175/JCLI-D-12-00823.1.
- Sanches Fernandes, L. F., F. J. Seixas, P. C. Oliveira, S. Leitao & J. P. Moura (2012): Climate-Change Impacts on Nitrogen in a Hydrographical Basin in the Northeast of Portugal. *Fresenius Environmental Bulletin* 21 (12): 3643–3650. ISSN 1018-4619.
- Sartorius, C., T. Hillenbrand & R. Walz (2013): Wirkung und Kosten von Maßnahmen zur Reduktion der abwasserbedingten Nährstoffemissionen im deutschen Elbegebiet. In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.) *Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung, Kapitel 4.4*, Seiten 561–590. Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Auflage. ISBN 978-3-89998-213-8.
- Schaller, M. F. & Y. Fan (2009): River basins as groundwater exporters and importers: Implications for water cycle and climate modeling. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 114 (D4). doi:10.1029/2008JD010636.
- Schellnhuber, H. J., K. Frieler & P. Kabat (2014): The elephant, the blind, and the intersectoral intercomparison of climate impacts. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (9): 3225–3227. doi:10.1073/pnas.1321791111.
- Schielen, R. M. J. & P. J. A. Gijssbers (2003): DSS-large rivers: developing a DSS under changing societal requirements. *Physics and Chemistry of the Earth* 28 (14–15): 635–645. doi:10.1016/S1474-7065(03)00109-8.
- Schmalz, B., M. Kuemmerlen, A. Strehmel, S. Song, Q. Cai, S. Jaehnig & N. Fohrer (2012): Integrierte Modellierung von aquatischen Ökosystemen

- in China: Ökohydrologie und Hydraulik. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 56 (4): 169–184. doi:10.5675/HyWa_2012,4_2.
- Schmidt, C., M. Wagner, R. Schwarze, P. Burek & S. Rademacher (2009): Modelluntersuchungen zur Veränderung von Hochwasserscheitelabflüssen im deutschen Elbelauf unter dem Einfluss möglicher Klimaänderungen. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 53 (3): 185–193. ISSN 1439-1783.
- Schreiber, H., H. Behrendt, L. T. Constantinescu, I. Cvitanic, D. Drumea, D. Jabucar, S. Juran, B. Pataki, S. Snishko & M. Zessner (2005): Nutrient emissions from diffuse and point sources into the River Danube and its main tributaries for the period of 1998–2000 – results and problems. *Water Science and Technology* 51 (3–4): 283–290. ISSN 0273-1223.
- Schwarzak, S., S. Hänsel & J. Matschullat (2015): Projected changes in extreme precipitation characteristics for Central Eastern Germany (21st century, model-based analysis). *International Journal of Climatology* 35 (10): 2724–2734. doi:10.1002/joc.4166.
- Sharif, H. O., D. Yates, R. Roberts & C. Mueller (2006): The Use of an Automated Nowcasting System to Forecast Flash Floods in an Urban Watershed. *Journal of Hydrometeorology* 7 (1): 190–202. doi:10.1175/JHM482.1.
- Smedema, L. K. & D. W. Rycroft (1983): Land drainage: planning and design of agricultural drainage systems. Cornell University Press. ISBN 978-0-8014-1629-3.
- Smith, P., J. Smith, D. Powelson, W. McGill, J. Arah, O. Chertov, K. Coleman, U. Franko, S. Frothing, D. Jenkinson, L. Jensen, R. Kelly, H. Klein-Gunnewiek, A. Komarov, C. Li, J. Molina, T. Mueller, W. Parton, J. Thornley & A. Whitmore (1997): A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81 (1–2): 153–225. doi:10.1016/S0016-7061(97)00087-6.
- StÄBL (2013): Hektarerträge ausgewählter landwirtschaftlicher Feldfrüchte – Jahressumme. Regionaldatenbank Deutschland, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, URL <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online>, zuletzt aufgerufen am 20.06.2013, Tabellen-Code 115-46-4.
- Teutschbein, C. & J. Seibert (2010): Regional Climate Models for Hydrological Impact Studies at the Catchment Scale: A Review of Recent Modeling Strategies. *Geography Compass* 4 (7): 834–860. doi:10.1111/j.1749-8198.2010.00357.x.
- Thielen, J., J. Bartholmes, M.-H. Ramos & A. de Roo (2009): The European Flood Alert System - Part 1: Concept and development. *Hydrology and Earth System Sciences* 13 (2): 125–140. ISSN 1027-5606.

-
- Trepel, M., G. Ollesch & M. Rehfeld-Klein (2013): Results of a workshop on nutrient management of the River Basin Community Elbe. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 57 (6): 297–302. ISSN 1439-1783.
- Turc, L. (1961): Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle, formule simplifiée et mis à jour. *Annales agronomiques* 12: 13–49.
- Uhlemann, S., A. H. Thieken & B. Merz (2010): A consistent set of trans-basin floods in Germany between 1952-2002. *Hydrology and Earth System Sciences* 14 (7): 1277–1295. doi:10.5194/hess-14-1277-2010.
- Venohr, M., H. Behrendt & W. Kluge (2005): The effects of different input data and their spatial resolution on the results obtained from a conceptual nutrient emissions model: The River Stör case study. *Hydrological Processes* 19 (18): 3501–3515. doi:10.1002/hyp.5843.
- Venohr, M., U. Hirt, J. Hofmann, D. Opitz, A. Gericke, A. Wetzig, S. Natho, F. Neumann, J. Huerdler, M. Matranga, J. Mahnkopf, M. Gadegast & H. Behrendt (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. *International Review of Hydrobiology* 96 (5): 435–483. doi:10.1002/iroh.201111331.
- Venohr, M., U. Hirt, J. Hofmann, D. Opitz, A. Gericke, A. Wetzig, K. Ortelbach, S. Natho, F. Neumann & J. Hürdler (2009): Das Modellsystem MONERIS. Handbuch Version 2.14.1vba, Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin, URL http://moneris.igb-berlin.de/t1_files/downloads/Handbuch_deutsch.pdf, zuletzt aufgerufen am 20.06.2015.
- Venohr, M., D. Opitz & H. Behrendt (2013): Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet. In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.) *Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung, Kapitel 4.1*, Seiten 481–512. Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Auflage. ISBN 978-3-89998-213-8.
- Versini, P.-A. (2012): Use of radar rainfall estimates and forecasts to prevent flash flood in real time by using a road inundation warning system. *Journal of Hydrology* 416: 157–170. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.11.048.
- Vivoni, E. R., D. Entekhabi, R. L. Bras, V. Y. Ivanov, M. P. Van Horne, C. Grassotti & R. N. Hoffman (2006): Extending the Predictability of Hydrometeorological Flood Events Using Radar Rainfall Nowcasting. *Journal of Hydrometeorology* 7 (4): 660–677. doi:10.1175/JHM514.1.
- Volk, M., S. Lautenbach, H. v. Delden, L. T. H. Newham & R. Seppelt (2009): How Can We Make Progress with Decision Support Systems in Landscape and River Basin Management? Lessons Learned from a Comparative Analysis of Four Different Decision Support Systems.

- Environmental Management* 46 (6): 834–849. doi:10.1007/s00267-009-9417-2.
- Voss, M., J. W. Dippner, C. Humborg, J. Huerdler, F. Korth, T. Neumann, G. Schernewski & M. Venohr (2011): History and scenarios of future development of Baltic Sea eutrophication. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 92 (3): 307–322. doi:10.1016/j.ecss.2010.12.037.
- van Vuuren, D. P., J. Edmonds, M. Kainuma, K. Riahi, A. Thomson, K. Hibbard, G. C. Hurtt, T. Kram, V. Krey, J.-F. Lamarque, T. Masui, M. Meinshausen, N. Nakicenovic, S. J. Smith & S. K. Rose (2011): The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change* 109 (1–2): 5–31. doi:10.1007/s10584-011-0148-z.
- Warszawski, L., K. Frieler, V. Huber, F. Piontek, O. Serdeczny & J. Scheewe (2013): The Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project (ISI-MIP): Project framework. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 11 (9): 3228–3232. doi:10.1073/pnas.1312330110.
- WCRP (2005): The World Climate Research Programme Strategic Framework 2005–2015: Coordinated Observation and Prediction of the Earth System (COPEs). WCRP-123, WMO/TD-No. 1291, World Meteorological Organization, URL http://www.wcrp-climate.org/documents/WCRP_strategImple_LowRes.pdf, zuletzt aufgerufen am 01.06.2015.
- Wechsung, F., B. Hansjürgens, V. Hartje, S. Kaden & M. Venohr (2011a): Bleibt genügend Wasser in den Flüssen? In: F. Wechsung, H. Koch & P. Gräfe (Hrsg.) *Elbe-Atlas des globalen Wandels, Kapitel 2*, Seiten 14–17. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 3-89998-200-2.
- Wechsung, F., V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.) (2013): Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung. Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Auflage. ISBN 978-3-89998-213-8.
- Wechsung, F., H. Koch & P. Gräfe (Hrsg.) (2011b): Elbe-Atlas des globalen Wandels. Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Auflage. ISBN 3-89998-200-2.
- Wechsung, F. & M. Wechsung (2014): Dryer years and brighter sky – the predictable simulation outcomes for Germany’s warmer climate from the weather resampling model STARS. *International Journal of Climatology* doi:10.1002/joc.4220.
- Wechsung, F. & M. Wechsung (2015): A methodological critique on using temperature-conditioned resampling for climate projections as in the paper of Gerstengarbe et al. (2013) winter storm- and summer thunderstorm-related loss events in Theoretical and Applied Climatology (TAC). *Theoretical and Applied Climatology* Seiten 1–5. doi:10.1007/s00704-015-1600-1.
- Weedon, G. P., S. Gomes, P. Viterbo, W. J. Shuttleworth, E. Blyth, H. Oesterle, J. C. Adam, N. Bellouin, O. Boucher & M. Best (2011): Creation of

-
- the WATCH Forcing Data and Its Use to Assess Global and Regional Reference Crop Evaporation over Land during the Twentieth Century. *Journal of Hydrometeorology* 12 (5): 823–848. doi:10.1175/2011JHM1369.1.
- Wendling, U. & H. Schellin (1986): Neue Ergebnisse zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration. *Zeitschrift für Meteorologie* 36 (3): 214–217. ISSN 0084-5361.
- Werner, P. C., F.-W. Gerstengarbe, H. Österle, B. Orłowsky & M. Wodinski (2013): Modellierung der regionalen Klimaentwicklung. In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.) *Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung, Kapitel 2.4*, Seiten 85–110. Weißensee-Verlag, Berlin. ISBN 978-3-89998-213-8.
- Whitehead, P. G., R. L. Wilby, D. Butterfield & A. J. Wade (2006): Impacts of climate change on in-stream nitrogen in a lowland chalk stream: An appraisal of adaptation strategies. *Science of the Total Environment* 365 (1–3): 260–273. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.040.
- Wilby, R. L., P. G. Whitehead, A. J. Wade, D. Butterfield, R. J. Davis & G. Watts (2006): Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment: River Kennet, UK. *Journal of Hydrology* 330 (1–2): 204–220. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.04.033.
- Williams, J. R., K. G. Renard & P. T. Dyke (1983): EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation* 38 (5): 381–383. ISSN 0022-4561, 1941-3300.
- Wood, A. W., L. R. Leung, V. Sridhar & D. P. Lettenmaier (2004): Hydrologic implications of dynamical and statistical approaches to downscaling climate model outputs. *Climatic Change* 62 (1–3): 189–216. doi:10.1023/B:CLIM.0000013685.99609.9e.

Anhang

Inhaltsverzeichnis Daten-DVD 1

- 01_Neubewertung
 - 01_Modell
 - Code
 - input Parametrisierung
 - Sub Parameter sub-basins
 - Struc Routing-Struktur
 - Soil Bodenparameter
 - 02_STARS
 - Bsp_output
 - Flo Output ausgewählter Hydrotöpfe
 - GIS Output zur Kartenerstellung
 - HB Output für MONERIS
 - Res Zeitreihen (täglich/monatlich/jährlich) etc.
 - Wasy Output für WBalMo
 - 03_ISIMIP
 - Skripte_Klimadaten
 - 04_Kalibrierung
 - Pest_Elbe
 - Pest_Mulde
 - 05_Visualisierung
 - 01_Monatsmittel
 - 02_Karten
 - 03_Laengsschnitt
 - 04_Abfluss_Dresden
- 02_Naehrstoffe
 - 01_MONERIS_output
 - 01_ISIMIP
 - Ergebnisse_Massnahme_Abwasser
 - Ergebnisse_Massnahme_Erosion
 - Ergebnisse_ohneMassnahme
 - 02_STARS
 - Ergebnisse_Massnahme_Abwasser
 - Ergebnisse_Massnahme_Erosion
 - Ergebnisse_ohneMassnahme
 - 03_Validierung

```

├─ MONERIS_output
├─ SWIM_output
└─ 04_Visualisierung

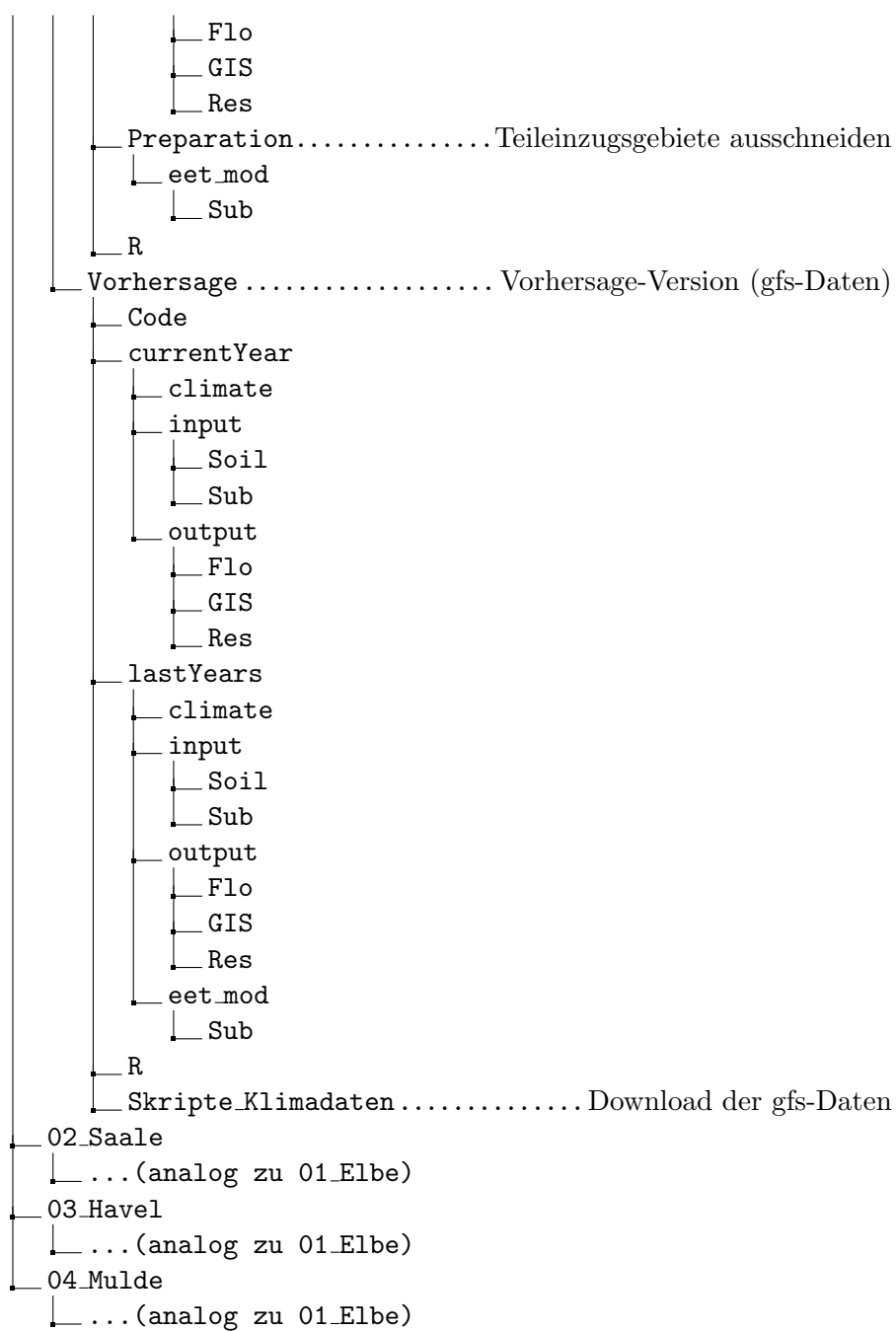
```

Inhaltsverzeichnis Daten-DVD 2

```

03_SWIMlive
├─ 01_Elbe
│   └─ v1.0..... Version 1.0 (19 Stationen)
│       ├── Code
│       ├── currentYear.....Simulation des aktuellen Jahres
│       │   ├── climate
│       │   ├── input..... Parametrisierung
│       │   │   ├── Soil
│       │   │   └─ Sub
│       │   └─ output
│       │       ├── Flo
│       │       ├── GIS
│       │       └─ Res
│       ├── lastYears.....Spin-up Simulation
│       │   ├── climate
│       │   ├── input
│       │   │   ├── Soil
│       │   │   └─ Sub
│       │   └─ output
│       │       ├── Flo
│       │       ├── GIS
│       │       └─ Res
│       └─ R.....Skripte pre- und post-processing/Visualisierung
│
│   └─ v1.1..... Version 1.1 (ca. 700 Stationen)
│       ├── Code
│       ├── currentYear
│       │   ├── climate
│       │   ├── input
│       │   │   ├── Soil
│       │   │   └─ Sub
│       │   └─ output
│       │       ├── Flo
│       │       ├── GIS
│       │       └─ Res
│       └─ lastYears
│           ├── climate
│           ├── input
│           │   ├── Soil
│           │   └─ Sub
│           └─ output

```

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit an keiner anderen Hochschule eingereicht sowie – mit Ausnahme der auf den Seiten 19 und 20 im Einzelnen erläuterten Anteile der Koautoren der Zeitschriftenbeiträge – von mir selbstständig und nur mit den angegebenen Mitteln angefertigt wurde.

Berlin, den 26. April 2016

Michael Roers