

HEFT **37.16**



Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen

Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz,
ausgerichtet von der Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde

Gabriele Wernecke, Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach, Yvonne Strunck,
Lothar Kirschbauer, André Müller (Herausgeber)



Hydrologische Wissenschaften

Fachgemeinschaft in der DWA

HEFT 37.16

Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen

Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz,
ausgerichtet von der Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde

Gabriele Wernecke, Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach, Yvonne Strunck,
Lothar Kirschbauer, André Müller (Herausgeber)

Veranstalter:

- ≈ Hochschule Koblenz, Fachbereich Bauwesen
- ≈ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- ≈ Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA (FgHW),
Aachen, Hennef
- ≈ Hauptausschuss Hydrologie und Wasserbewirtschaftung der DWA

Mitveranstalter:

- ≈ Deutsche Hydrologische Gesellschaft (DHG)
- ≈ International Centre for Water Resources and Global Change,
UNESCO Category II Centre



Gabriele Wernecke, Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach, Yvonne Strunck, Lothar Kirschbauer und André Müller (Herausgeber)

Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen

Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz, ausgerichtet von der Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 37.16

ISBN: 978-3-88721-307-7

DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.37.16

Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, 2016

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Herausgeber:

Fachgemeinschaft Hydrologische
Wissenschaften in der DWA
Geschäftsstelle
Theodor-Heuss-Allee 17
D – 53773 Hennef
Tel.: 02242/872 – 0
Fax: 02242/872 – 135
info@fghw.de
www.fghw.de

Vertrieb:

DWA Deutsche Vereinigung
für Wasserwirtschaft, Abwasser und
Abfall e.V., Bundesgeschäftsstelle
Theodor-Heuss-Allee 17
D – 53773 Hennef
Tel.: 02242/872 – 333
Fax: 02242/872 – 100
vertrieb@dwa.de
www.dwa.de

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Heribert Nacken
Fachgemeinschaft Hydrologische
Wissenschaften in der DWA

Schriftleitung

Dr. Christian Reinhardt-Imjela

Dr.-Ing. Uwe Müller
Hauptausschuss Hydrologie und
Wasserbewirtschaftung der DWA

Umschlaggestaltung:

Dorit Steinberger, Ohlstadt

© FgHW – Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 2016

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieser Publikation darf ohne schriftliche Genehmigung der Herausgeber in irgendeiner Form – durch Fotokopie, Mikrofilm oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsanlagen, verwendbare Sprache übertragen werden.

Die wissenschaftliche Richtigkeit der Texte, Abbildungen und Tabellen unterliegt nicht der Verantwortung der Herausgeber.

Vorwort

Das Jahr 2016 wurde von der UNESCO zum „International Year of Global Understanding“ ausgerufen. Forciert durch die Extremereignisse der vergangenen Jahre soll dieses Themenjahr den Menschen bewusst machen, wie sehr ihr Alltag in globale Zusammenhänge sozialer, ökonomischer, kultureller und natürlicher Prozesse eingebettet ist und verdeutlichen, wie globale Nachhaltigkeit erreicht werden kann.

Der Tag der Hydrologie 2016 ordnet sich in diesen Kontext ein: Inter- und transdisziplinäre sowie die Verwaltungsgrenzen überschreitende Vernetzung des hydrologischen Wissens werden in den Mittelpunkt gestellt, denn aquatische Lebensräume sind in vielfältiger Weise miteinander verbunden, lokale Eingriffe können sich regional und global auswirken. Hydrologische Extreme verursachen nach wie vor große Probleme. Daher darf die administrative Zerteilung von Gewässernetzen kein Hindernis für eine nachhaltige und integrierte Gewässerbewirtschaftung sein.

Auf der Grundlage von 119 eingereichten Abstracts konnte für den Tag der Hydrologie 2016 ein hochwertiges Tagungsprogramm und eine attraktive Postersession aufgestellt werden. Die 50 Vorträge und 65 Poster sind den folgenden Themen zugeordnet:

Wasser- und Stoffkreisläufe – grenzüberschreitend verstehen

Hydrologische Prozesse in Grenzbereichen können räumlich und zeitlich unterschiedlich definiert werden und sind aufgrund ihrer Komplexität, Heterogenität und regionaler Besonderheiten eine fachliche Herausforderung. Um diese verstehen zu können, sind spezielle Methoden notwendig, die entwickelt und plausibilisiert werden müssen und deren Übertragbarkeit zu diskutieren ist. Dabei ist es notwendig, den jeweiligen Wasser-, Energie- und Stoffhaushalt integrativ unter Berücksichtigung des menschlichen Handelns und der ökologischen Erfordernisse zu betrachten. Gegenwärtig besteht besonderer Bedarf am Prozessverständnis und der Weiterentwicklung von Methoden zur Bilanzierung von Stoffströmen, wie Sedimente, Nährstoffe und Schadstoffe. Dabei ist ein ganzheitlicher Ansatz gefragt, der Gewässersysteme in grenzüberschreitenden Einzugsgebieten und an den Grenzen zu Boden, Luft und technischen Systemen berücksichtigt.

Hydrologische Extreme beschreiben und bewältigen

Alle hydrologischen Extremereignisse wie Hochwasser, Niedrigwasser oder Belastungen des Energie- und Stoffhaushaltes der Gewässer können im gesamten Einzugsgebiet eines Flusses entstehen. Die Identifizierung von Regelmäßigkeiten ihres Auftretens sowie von Veränderungen inklusive deren Ursachen erfordern ein tiefgreifendes Prozessverständnis in der Hydrologie und der Klimafolgenforschung. Mit einem nachhaltigen Wasserressourcen- und Risikomanagement können durch Extreme bedingte nachteilige Folgen für die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe sowie für die Wirtschaft und die Infrastruktur vermindert werden. Die Erkenntnisse aus einer ganzheitlichen Analyse von Ursachen, Folgen und Anpassungsmaßnahmen sind räumlich und sektoral zusammenhängend zu kommunizieren.

Big und smart? Daten erzeugen, bereitstellen und nutzen

Zur Entwicklung eines tiefen Prozessverständnisses ist die Verfügbarkeit von Daten die wesentliche Voraussetzung in der Hydrologie. Neben der klassischen Messdatenerfassung im Gelände gewinnen neue Verfahren bei der Genese eines relevanten Datenpools an Bedeutung. Insbesondere die Fernerkundung, „Croudsourcing“ und moderne Sensorik in Kombination mit einer medienbruchfreien Digitalisierung bieten neue Möglichkeiten der Datenanalyse und versprechen vielfältige neue Erkenntnisse. Aus „Big Data“ wird „Smart Data“: Die Begriffswelten der digitalen Gesellschaft erreichen auch die hydrologischen Wissenschaften. Hier gilt es, die Potenziale zu nutzen, die sich aus der transdisziplinären Gewinnung von Daten ergeben. Gefragt sind Lösungen zum globalen Datenaustausch mit klaren Richtlinien für die Nutzung von Daten. Ein weiterer wichtiger Aspekt neben der Gewinnung der Daten ist ihre Auswertung- bzw. Nutzungseignung für hydrologische Fragestellungen, die Qualität der Daten und der daraus abgeleiteten hydrologischen Kenngrößen.

Aus der Forschung für die Praxis, aus der Praxis in die Forschung – hydrologisches Wissen vernetzen

Die quantitative Hydrologie umfasst die Themengebiete Hydrometrie, Wasserhaushalt, Grundwasser, Geoinformation und Geodäsie und schafft eine Grundlage u.a. für die qualitative Gewässerkunde, für die Ökologie oder auch für die Bemessung von wasserwirtschaftlichen Bauwerken. Diese starke inter- und transdisziplinäre Vernetzung der Hydrologie macht sie zu einer Schlüsselwissenschaft, die dem fachlichen Anspruch folgt, einerseits Forschung für die Praxis zu betreiben, andererseits den Anforderungen und Anregungen aus der Praxis zu folgen. Dringend benötigt werden gegenwärtig neue Methoden und Verfahren zur Bewertung von Erfolgs-, Belastungs- und Hinderungsfaktoren sowie Prognoseregeln für die Maßnahmeneffizienz einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung, welche z.B. die Auswirkungen von hydromorphologischen Veränderungen auf den Gewässerzustand erfassen.

Die Veranstalter bedanken sich bei den Mitgliedern des Wissenschaftlichen Komitees, bei den Referenten, den Gruß-, Keynote- und Impulsrednern sowie den Sponsoren und den vielen Helfern, die zum Gelingen der Tagung beitragen. Ein besonderer Dank geht an das Bonner Organisationsteam zum Tag der Hydrologie 2015, deren Unterstützung und Erfahrungen uns bei der Organisation der Tagung 2016 eine große Hilfe waren.

Gabriele Wernecke für die Herausgeber

Koblenz, März 2016

Heft 37 2016 Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen

Eröffnungsvortrag / Impulsvorträge

Stefan Hill

Hydrologische Extreme: Erkennen – Entscheiden – Handeln 11

Detlef Aster

Datenflüsse in der Gewässerkunde – gestern und heute 21

Hans-Christoph Funke und Claus Till Schneider

Spürt die Wasserkraft den Klimawandel? 23

Wasser- und Stoffkreisläufe – grenzüberschreitend verstehen

Nährstoffe & Salze

Marcelo B. Haas, Björn Guse, Matthias Pfannerstill und Nicola Fohrer

Wie können die Nitratprozesse in Modellen besser abgebildet werden? 25

Nico Trauth, Andreas Musolff und Jan H. Fleckenstein

Raum- und Zeitmuster der Nitrat- und Ionenkonzentrationen in der Übergangszone zwischen Fluss und Grundwasser 33

Tanja Bergfeld-Wiedemann, Stephanie Ritz, Paulin Hardenbicker und Helmut Fischer

Modellierung des Nährstoffhaushalts von Elbe und Rhein mit dem Gewässergütemodell QSim 35

Konrad Miegel, Benny Selle, Thomas Gräff, Marc Walther, Thomas Salzmann, Leonore Behr, Sascha Oswald und Axel Bronstert

Wasserhaushalt und Salzdynamik eines küstennahen Niedermooses im Grenzbereich zwischen Binnenland und Ostsee unter sich ändernden Bedingungen 45

Wasser- und Stoffkreisläufe – grenzüberschreitend verstehen

Interaktionen

Ronald Kozel, Marc Schürch und Michael Sinreich

Oberflächenwasser/Grundwasser-Interaktion – ein zentrales Element der Schweizer Wasserwirtschaft 55

Jörg Steidl, Steffen Gliège, Gunnar Lischeid und Christoph Merz

Modellierung der zeitlich variablen Verzahnung von Standgewässern und Grundwasser 61

<i>Stefan Fleck, Bernd Ahrends, Johannes Suttmöller, Hilmar Messal, Ralph Meissner und Henning Meesenburg</i>	
Zukünftiger Anstieg der Nitratkonzentrationen unter Wald im norddeutschen Tiefland: Droht Stickstoff-Eutrophierung durch Klimawandel?	71
<i>Benny Selle, Andreas Musolff und Jörg Tittel</i>	
Ansteigende Konzentrationen gelöster organischer Substanz in deutschen Mittelgebirgsbächen: Problemanalyse mit Hilfe von Generalised Additive Models	83
<i>Ebru Eriş und Hartmut Wittenberg</i>	
Wassertransfer und Speicherung in Karstgebieten – Analyse aus den Basisabflüssen	85
Hydrologische Extreme beschreiben und bewältigen	
Datenerfassung, -aufbereitung und -plausibilisierung	
<i>Martin Helms, Jürgen Ihringer und Jörg Uwe Belz</i>	
Das Projekt „W-Q-Elbe 1890“ – Grundlage für eine Neubewertung der Hochwassersituation an der Elbe	95
<i>Andreas Steinbrich und Markus Weiler</i>	
Ableitung zeitlich hoch aufgelöster Niederschlagszeitreihen aus RADOLAN-Niederschlagsdaten	107
<i>Jens Bender und Jürgen Jensen</i>	
Zur Abschätzung von Hochwasserabflüssen an unbepegelten Gewässermündungen im deutschen Mittelgebirgsraum	119
Hydrologische Extreme beschreiben und bewältigen	
Ereignisanalysen	
<i>Petra Walther, Evelin Bohn, Stephan Gerber, Peter Wundrak und Uwe Müller</i>	
Ereignisanalyse zum Hochwasser im Juni 2013 in Sachsen	121
<i>Luzi Bernhard, Konrad Bogner, Massimiliano Zappa und Manfred Stähli</i>	
drought.ch: Beschreibung der Bewältigung des Hitzesommers 2015 in der Schweiz	129
<i>Andreas Marx, Luis Samaniego, Rohini Kumar, Stephan Thober, Juliane Mai und Matthias Zink</i>	
Der Dürremonitor – Aktuelle Information zur Bodenfeuchte in Deutschland	131
<i>Joachim Liebert, Jürgen Ihringer, Patrick Preuß und Ingo Haag</i>	
Berücksichtigung von Kläranlageneinflüssen bei der Regionalisierung von Mittel- und Niedrigwasser-Kennwerten für Baden-Württemberg	143
<i>Heiko Westphal, Dieter Ackermann, Fred Hesser und Gabriele Gönnert</i>	
Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels – Stuck	155

Hydrologische Extreme beschreiben und bewältigen

Vorsorge

André Müller

Urbane Sturzfluten – Überflutungsvorsorge im ländlichen Raum 167

Michael Stölzle, Andreas Steinbrich und Markus Weiler

Starkregengefährdung in Baden-Württemberg – von der Methodenentwicklung zur Starkregenkartierung 177

Inga Frerk, Thomas Einfalt, Barbara Schäfers, Sebastian Schlauß und Matthias Grottker

Stärkung der Vorsorge vor starkregenbedingten Überschwemmungen – Erfahrungen aus der Praxis am Beispiel der Stadt Lübeck 187

Michael Hofstätter, Jucundus Jacobeit, Markus Homann, Annemarie Lexer, Andreas Philipp, Barbara Chimani, Christoph Beck und Manfred Ganekind

Starkniederschlagsrelevante Wetterlagen und Zugbahnen von Tiefdruckgebieten 193

Anne Fangmann und Uwe Haberlandt

Statistische Modellierung von Niedrigwasserkenngößen auf Basis von Trockenwetterindizes 195

Peer Helmke, Sebastian Knist, Klaus Goergen, Peter Krahe und Enno Nilson

Nutzung innovativer Datenprodukte zu Monitoring und Modellierung des Wasserhaushalts 205

Big und smart? Daten erzeugen, bereitstellen und nutzen

Gunnar Lischeid, Thomas Kalettka, Christoph Merz und Jörg Steidl

Smart Data in der Hydrologie: Neue diagnostische Werkzeuge 217

Jens Brauneck, Robert Jüpner und Reinhard Pohl

Mehrbild-Photogrammetrie als Werkzeug zur Erstellung von digitalen Oberflächenmodellen – Auswertung eines Deichbruchs anhand von UAV-Videoaufnahmen 219

Fabian Netzel, Christoph Mudersbach, Marc Scheibel und Alexander Lücke

Optimierung hydrometrischer Auswerteverfahren für Abflussmessungen 227

Jens Bongartz, Alexander Jenal, Caspar Kneer, Immanuel Weber, Björn Baschek, Katharina Fricke, Andreas Schöl und Jens Wyrwa

Ortsaufgelöste Messung der Wasseroberflächentemperatur an der Hahnöfer Nebeneibe mit einem Tragschrauber 237

Michaela Kahl

Berechnung von räumlich verteilten täglichen Temperaturen aus rekonstruierten MODIS Satellitendaten 249

Christian Berndt, Ehsan Rabiei und Uwe Haberlandt

Merging von Radar- und Stationsniederschlägen für unterschiedliche zeitliche
Auflösungen und Messnetzdichten 259

**Aus der Forschung für die Praxis, aus der Praxis in die Forschung –
hydrologisches Wissen vernetzen**

Vorhersage

*Kristian Förster, Florian Hanzer, Johannes Schöber, Matthias Huttenlau,
Stefan Achleitner und Ulrich Strasser*

Saisonale Vorhersage von Wasserhaushaltskomponenten in einem alpinen
Einzugsgebiet – Wissenschaftliche Spielerei oder praxistaugliches Werkzeug? 269

*Florian Kerl, Andy Philipp, Christine Metzkes, Thomas Singer, Michael Wagner, Niels
Schütze und Uwe Müller*

Kleinräumige Hochwasserfrühwarnung im Lichte operationeller Anforderungen:
Chancen und Grenzen bezüglich Nutzeransprüchen, Antriebsdaten sowie hydro-
logischer Modellansätze 281

Margret Johst, Norbert Demuth und Andreas Meuser

Risikoabschätzung und Risikokommunikation im Hochwassermeldedienst
Rheinland-Pfalz 295

Dennis Meißner, Bastian Klein, Monica Ionita-Scholz und Silke Rademacher

Saisonale Abfluss- und Wasserstandsprognosen für die Bundeswasserstraßen
– Entwicklung neuer Vorhersageprodukte für die Binnenschifffahrt 303

**Aus der Forschung für die Praxis, aus der Praxis in die Forschung –
hydrologisches Wissen vernetzen**

Wasserbewirtschaftung

*Alexander Rötz, Christian Bouillon, Stephan Theobald, Jochen Hohenrainer und
Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach*

Synthese von Praxiserfahrung und Modelloptimierung als Grundlage eines ver-
besserten Talsperrenbetriebes 315

*Ina Quick, Frauke König, Christine Borgsmüller, Yannik Baulig, Dorothea Gintz und
Stefan Vollmer*

Verfahren zur Untersuchung und Bewertung hydromorphologischer Verhältnis-
se großer und schiffbarer Oberflächengewässer in Deutschland 327

Uwe Müller, Andy Philipp und René Härta

Das neue Hochwasserinformations- und -managementsystem in Sachsen 339

Norbert Busch, Marcus Hatz, Markus Promny und Matthias Hammer

Aus der Vergangenheit lernen, für die Zukunft vorbereitet sein – 10 Jahre hydro-
dynamische Abflussmodellierung der BfG zur Verbesserung hydrologischer
Grundlagen an der Binneneibe 353

Markus Disse, Andreas Brieden, Christian Rumbaur, Marie Hinnenthal, Yang Yu und Philipp Huttner

Großräumige Hydrologische Modellierung und Decision Support System für eine nachhaltige Wasserverteilung im ariden Nordwesten Chinas 369

Aus der Forschung für die Praxis, aus der Praxis in die Forschung – hydrologisches Wissen vernetzen

EG-WRRL & Ökohydrologische Modellierung

Dietmar Mehl, Tim G. Hoffmann, Christoph Linnenweber und Eckhard Kohlhas

LAWA-Empfehlung zur Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponente gemäß WRRL – Grundlagen und Praxisanwendung 381

Katja Sigel, Jan Machac, Bernd Klauer und Jan Brabec

Begründung „weniger strenger Umweltziele“ nach EG-WRRL: Anwendung des Verfahrens „neuer Leipziger Ansatz“ auf eine Fallstudie in der Tschechischen Republik 393

Julian Klaus, Barbara Glaser, Núria Martínez-Carreras, Michael Schwab und Laurent Pfister

Hydrologische Prozessforschung in Luxemburg: Die Rolle der Uferzone in einem kleinen bewaldeten Einzugsgebiet 399

Malte Lorenz, Stephanie Zeunert und Günter Meon

Ökohydrologische Modellierung eines tidebeeinflussten Einzugsgebietes unter starker anthropogener Nutzung in den sommerfeuchten Tropen 407

Steffen Kittlaus, Lucas Reid und Stephan Fuchs

Grenzüberschreitende Modellierung und Plausibilisierung von Stoffeinträgen im Einzugsgebiet des Inn 419

Ilona Bärlund, Martina Flörke, Joseph Alcamo, Jeanette Völker, Marcus Malsy, Klara Reder, Olaf Büttner, Christiane Katterfeld, Desirée Dietrich und Dietrich Borchardt

Die Bewertung der globalen Wasserqualität – das Potenzial einer daten- und modellgetriebenen Analyse 431

Autorenverzeichnis 433

Eröffnungsvortrag

Hydrologische Extreme: Erkennen – Entscheiden – Handeln

Stefan Hill

Zusammenfassung

Der Klimawandel mit seinen Folgen ist als besondere aktuelle Herausforderung längst erkannt. Auch in Rheinland-Pfalz macht sich der Klimawandel bemerkbar. Die mittlere Jahrestemperatur ist seit 1881 überdurchschnittlich um 1,4 Grad gestiegen. Von den klimatischen Veränderungen sind der Wasserhaushalt und die Bewirtschaftung unserer Wasserressourcen abhängig. Trockene und warme Sommer führen zu Niedrigwasserphasen, die nicht nur die Binnenschifffahrt belasten, sondern auch die Landwirtschaft, die Energiewirtschaft und die Trinkwasserversorgung. Ebenso werden sich veränderte Wasserführung und Temperatur spürbar auf Natur und Umwelt auswirken. Die Wasserwirtschaft wird sich auf diese Veränderungen einstellen müssen. Das Land Rheinland-Pfalz ist bereits dabei, die künftigen Herausforderungen zu erkennen, Vorsorgemaßnahmen zu treffen und nachteilige Veränderungen, soweit sie nicht zu verhindern sind, in ihren Auswirkungen einzudämmen. Diese Maßnahmen werden im Folgenden vorgestellt.

1. Klimawandel – Auswirkungen auf Rheinland-Pfalz (Erkennen)

Die kürzlich veröffentlichten Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse des Umweltbundesamtes, einer umfassenden und deutschlandweiten Studie zur „Verwundbarkeit“ gegenüber dem Klimawandel, haben es deutlich gemacht: Die Folgen des Klimawandels werden sich künftig verstärkt bemerkbar machen. Bis zur Mitte dieses Jahrhunderts wird das Risiko von Hochwassern oder Hitzewellen zunehmen. Das Schadenspotenzial des Klimawandels für Natur, Gesellschaft und Wirtschaft wird weiter steigen. Auch in Rheinland-Pfalz muss aufgrund der geographischen Lage mit deutlich häufigeren Westwetterlagen und deshalb insbesondere in den Mittelgebirgen mit häufigeren und höheren Starkniederschlägen gerechnet werden.

Für die wasserwirtschaftlichen Planungen sind regionale Informationen über mögliche bzw. zu erwartende Veränderungen in Flussgebieten besonders wichtig. Dazu dienen nationale und internationale Kooperationen zur Untersuchungen der Auswirkungen und Konsequenzen aus dem Klimawandel für das internationale Rheineinzugsgebiet. Ergänzend hierzu bedarf es regionaler Studien, um gezielt die künftigen Herausforderungen angehen zu können. Um übergreifende und abgestimmte Anpassungsmaßnahmen zu ergreifen, bringt sich Rheinland-Pfalz beispielsweise in das Kooperationsvorhaben KLIWA sowie das KLIMPRAX-Projekt ein, deren Ergebnisse zum Teil schon in bundesweite Untersuchungen einfließen.

1.1 Klimaforschung – KLIWA und KLIMPRAX

Um auf die künftigen Herausforderungen vorbereitet zu sein, hat das Land Rheinland-Pfalz bereits im Jahr 2010 das Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen eingerichtet, das zu den Themen „Klimawandel – Folgen – Anpassung“ umfassenden Service bietet. Ebenso hat das Land bereits 2014 ein Klimaschutzgesetz verabschiedet, in dem verbindliche Reduktionsziele gesetzlich verankert wurden. Das Gesetz sieht unter anderem vor, dass die Treibhausgasemissionen bis zum Jahr 2020 um mindestens 40 % gegenüber den Werten aus dem Jahr 1990 gesenkt werden sollen. Im Rahmen der Erstellung des Klimaschutzkonzeptes, das mit Hilfe einer breiten gesellschaftlichen Beteiligung kontinuierlich fortgeschrieben wird, entwickelt das Land weitere konkrete Maßnahmen.

Um die Auswirkungen des Klimawandels auf die süddeutschen Flussgebiete zu untersuchen, wurde 1999 das Untersuchungsprogramm „Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“ (KLIWA) aufgelegt. Es ist ein Kooperationsvorhaben der Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz sowie des Deutschen Wetterdienstes. In einer engen fachlichen Zusammenarbeit werden die möglichen Veränderungen des Wasserhaushalts in Flussgebieten und Grundwasserlandschaften dieser Länder abgeschätzt. Anhand der Ergebnisse lassen sich wiederum wasserwirtschaftliche Handlungsempfehlungen gemeinsam ableiten. Die in KLIWA untersuchten wasserwirtschaftlichen Bereiche Oberflächenabfluss (Hochwasser, Niedrigwasser), Grundwasser, Gewässerökologie und Bodenerosion erfordern unterschiedliche Handlungsempfehlungen, um auf das sich ändernde Klima zu reagieren. Daneben bleibt eine wichtige Aufgabe für KLIWA weiterhin, die Entwicklung in der Klimamodellierung zu begleiten, aktuelle Klimaprojektionen in das bestehende Ensemble von KLIWA einzuordnen und damit die Belastbarkeit der ermittelten Aussagen zu den wasserwirtschaftlichen Veränderungen zu erweitern. Die bisherigen Ergebnisse des Untersuchungsprogramms zeigen, dass der Klimawandel im Süden Deutschland nachweisbar ist und zu nachteiligen Auswirkungen führen wird. Nach den bisherigen Untersuchungen werden beispielsweise am Rhein aufgrund höherer Winterniederschläge die mittleren Hochwasserabflüsse um ca. 5 % zunehmen; in den Sommermonaten wird dagegen der Abfluss um 5–10 % spürbar abnehmen (Abbildung 1).

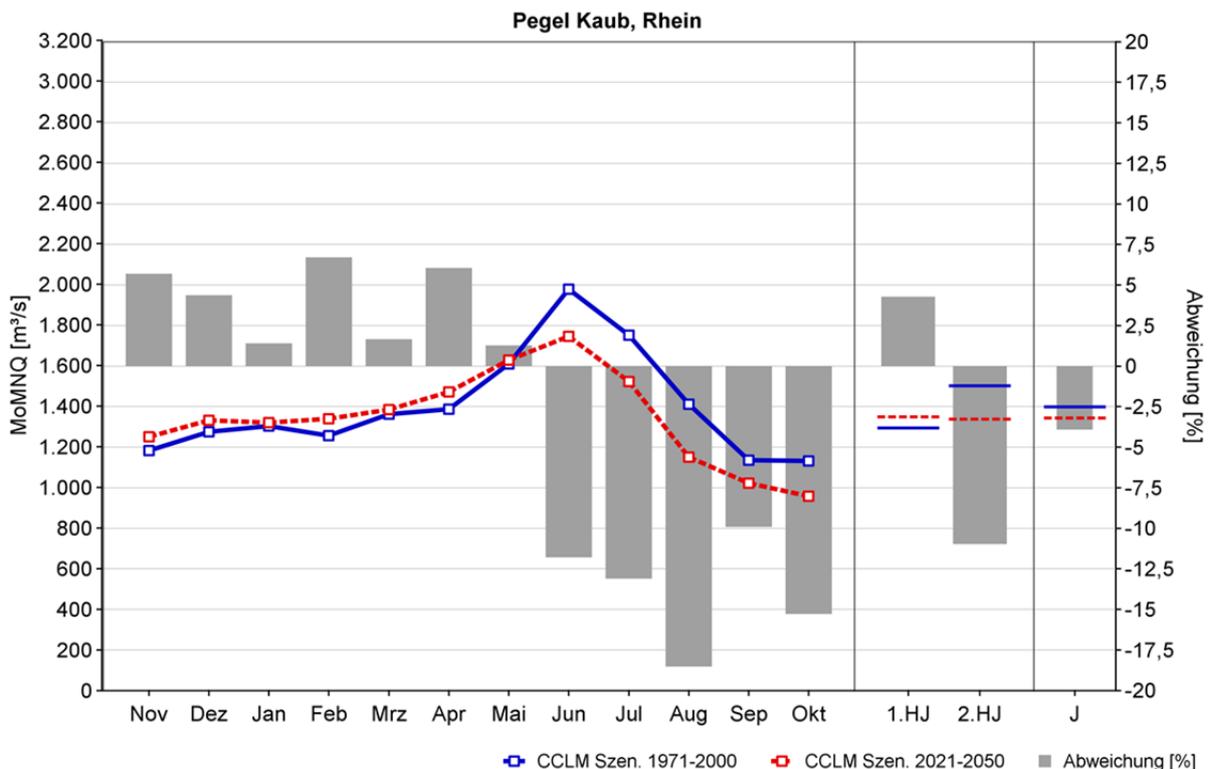


Abb. 1: Entwicklung der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse im Mittelrhein (Pegel Kaub). Es zeigt sich eine deutliche saisonale Veränderung zwischen dem Ist-Zustand (blau) und der Zukunft (rot) hin zu höheren Niedrigwasserabflüssen in den Wintermonaten um ca. 5 % und zu abnehmenden Abflüssen in den Sommermonaten um ca. 10–15 %.

Die Aspekte Stadtklima, Klimawandel und Anpassungen an den Klimawandel spielen in den letzten Jahren bei städtischen Planungs- und Umsetzungsprojekten eine immer größere Rolle. Von den Folgen des Klimawandels sind in den Kommunen nahezu alle Sektoren und Handlungsfelder betroffen. Mit Inkrafttreten der Novellierung des Baugesetzbuches im Juli 2011 sind Kommunen verpflichtet, Anpassungsmaßnahmen an die Folgen des Klimawandels in der kommunalen Bauleitplanung sowie bei Abwägungsentscheidungen zu berücksichtigen (Klimaschutzklausel Baugesetzbuch §1a). Das Projekt „KLIMPRAX (Klimawandel in der Praxis) Stadtklima Wiesbaden/Mainz“ setzt hier an und unterstützt die Weiterentwicklung meteorologischer Untersuchungsmethoden und Planungsstrategien. Im Rahmen einer Kooperationsvereinbarung zwischen dem Deutschen Wetterdienst, der Landeshauptstädte Wiesbaden und Mainz, dem Landesamt für Umwelt des Landes Rheinland-Pfalz, dem Rheinland-Pfalz Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen und dem Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie erfolgen seit 2014 die Untersuchung des gegenwärtigen und zukünftigen Stadtklimas. Dazu gehören die Ermittlung des Handlungsbedarfs sowie die Formulierung von Empfehlungen für die kommunale Praxis. Ziel des Projekts ist die verstärkte Berücksichtigung stadtklimatischer Belange in kommunalen Planungsprozessen. Derzeit wird gemeinsam mit relevanten Akteuren aus den beiden Städten analysiert und diskutiert, wie stadtklimatische Bedingungen in der städtischen Planungs- und Umsetzungspraxis berücksichtigt werden können. Hierzu fanden bereits Befragungen und Fachgespräche statt. Die Ergebnisse fließen in eine sogenannte SWOT-Analyse, die entsprechend die Stärken und Schwächen sowie die Chancen und Risiken für die beiden Städte darstellt. Darauf aufbauend ergeben sich Handlungsoptionen zu gezielter Verbesserung der Berücksichtigung stadtklimatischer Belange.

1.2 Starkregenereignisse – Beispiel Waldgrehweiler 2014

Ein schadenbringendes Starkregenereignis zeichnet eine extreme Niederschlagsmenge in kurzer Zeit aus, die selten, kleinräumig und bevorzugt im Sommer auftritt. Hinzu kommen Oberflächenabfluss und Bodenabtrag (Erosion, Schlamm, Treibgut). Die Vorhersagen hierfür sind sehr unsicher und die Vorwarnzeit bestenfalls kurzfristig. Diese typischen Merkmale erfüllte auch das Starkregenereignis im Moscheltal (Verbandsgemeinde Alsenz-Obermoschel) im September 2014. Aufgrund einer im Kern ca. 10 km² großen Gewitterzelle trat die Moschel, ein Gewässer dritter Ordnung, in kürzester Zeit über die Ufer und führte zu großen Schäden vor allem in dem Ort Waldgrehweiler. Die Spitzenintensität lag bei 145 mm in 4 Stunden, was etwa 20 % des üblichen Jahresniederschlags entspricht. Ein hoher Anteil von Grundstücken im Ort war direkt von der Überflutung betroffen, mehrere Häuser waren anschließend unbewohnbar. Ebenso wurden Brücken teilweise irreparabel beschädigt. Insgesamt gingen in der Verbandsgemeinde Alsenz-Obermoschel 162 Schadensmeldungen mit einem gemeldeten Gesamtschaden von 5,8 Mio. Euro ein. Zusätzlich kamen aus der Verbandsgemeinde Rockenhausen 55 Schadensmeldungen mit einem Gesamtschaden von 2,6 Mio. Euro. Öffentliche Schäden wurden in einer Höhe von knapp 3 Mio. Euro gemeldet. Die Flut im Moscheltal wurde vom Land daraufhin als Schadensereignis anerkannt, um den Betroffenen kurzfristig helfen zu können. Hochwasserexperten, Ingenieure und Architekten führten für die Betroffenen kostenlose Beratungsgespräche vor Ort durch. Ebenso wurde

vom Land ein Vorsorgekonzept entwickelt, wie eine Region künftig vor Starkregenereignissen geschützt bzw. deren Folgen abgemildert werden können. Dieses Pilotprojekt läuft derzeit noch, dessen Ergebnisse landesweit genutzt werden sollen.

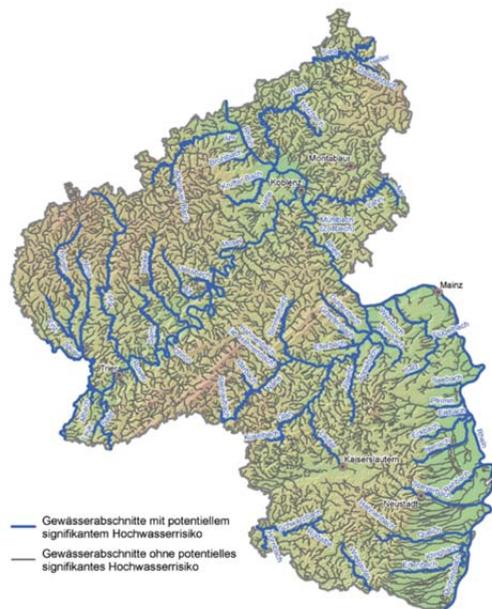
Die Flut im Moscheltal zeigt beispielhaft, welche Auswirkungen ein Starkregenereignis haben kann. Aufgrund des Klimawandels wird künftig vermehrt mit solchen extremen Wetterereignissen, vor allem auch mit außerordentlichen Niederschlägen, gerechnet.

2. Anpassungsmaßnahmen des Landes (Entscheiden und Handeln)

Der Klimawandel wird die „hausgemachten“ Veränderungen in den letzten Jahrzehnten noch weiter verstärken, wie z.B. einen schnelleren Abfluss und manche gefährliche Hochwasserspitze mit den oft entscheidenden Zentimetern. Dieser „hausgemachte“ Anteil entsteht aus der menschlichen Nutzung der Landschaft, der Art der Land- und Forstbewirtschaftung, der Flächenversiegelung und der Gewässergestaltung. Mit der Veränderung des Klimas wird sich der Wasserhaushalt weiter verändern. Die regional sehr unterschiedlichen Naturräume erfordern dabei individuelle Anpassungsmaßnahmen. Für die Wasserwirtschaft bedeutet das, konkrete Wege zu finden, um mit diesen Veränderungen umzugehen. Dazu gehört insbesondere der Hochwasserschutz.

2.1 Integriertes Hochwasserschutzkonzept

Aufgrund des Klimawandels wird auch dem Hochwasserschutz in Zukunft eine besondere Rolle zukommen. Das Land Rheinland-Pfalz hat bereits in den letzten Jahren eine Reihe von Maßnahmen ergriffen, um Hochwassergefahren abzuschwächen und auf diese vorbereitet zu sein. Allein in den letzten 20 Jahren wurden über 800 Millionen Euro in den Hochwasserschutz investiert und Kommunen bei Hochwasserpartnerschaften unterstützt. Viele Maßnahmen und Projekte im Land tragen bereits zum Hochwasserschutz bei und werden auch künftig eine wichtige Rolle spielen. Angefangen vom Wasserrückhalt in der Fläche, wie zum Beispiel Aufforstungsmaßnahmen, über den technischen Hochwasserschutz, wie zum Beispiel dem Bau von Deichen und Dämmen, bis zur weitergehenden Hochwasservorsorge, wie zum Beispiel Objektschutzmaßnahmen an einzelnen Häusern, gibt es zahlreiche öffentliche und private Hochwasserschutzprojekte. Auf der Internetplattform Hochwasserschutz Rheinland-Pfalz sind viele dieser Projekte dargestellt. Damit wird insbesondere den Kommunen, aber auch Privatleuten, die Möglichkeit geboten, ihre Projekte und Maßnahmen der interessierten Öffentlichkeit vorzustellen. Als weiterer wichtiger Vorsorgebaustein ist hier der Hochwassermeldedienst zu nennen. Er wurde vor 30 Jahren in Rheinland-Pfalz als erstem Bundesland eingerichtet und warnt nicht nur an den großen Flüssen vor Hochwasser, sondern bietet mittlerweile eine die gesamte Landesfläche umfassende Hochwasservorhersage. Seit den großen Rheinhochwassern Anfang der 1990er-Jahre wird in Rheinland-Pfalz ein integriertes Hochwasserschutzkonzept verfolgt, das neben dem technischen Hochwasserschutz und der Hochwassergefahrenvorsorge auch einen nachhaltigen und vorbeugenden Hochwasserrückhalt auf der Fläche bzw. im gesamten Gewässernetz zum Ziel hat. Nachhaltigkeit bedeutet hier auch, den „hausgemachten“ Anteil am Hochwasser möglichst zu vermindern.



In Rheinland-Pfalz weisen rund 60 Gewässerabschnitte mit rund 2.000 Gewässerkilometern ein potenziell signifikantes Hochwasserrisiko auf (Abbildung 2). Dies sind vornehmlich die Gewässer, bei denen infolge von Überschwemmungen ein hohes Schadenspotenzial besteht. Dies ist insbesondere in Siedlungsgebieten der Fall.

Abb. 2: Hochwassergefährliche Flüsse in Rheinland-Pfalz.

2.1.1 Hochwasserrisikomanagementpläne

Ein wichtiger Baustein für ein effizientes Hochwasserrisikomanagement ist gerade auch im Hinblick auf die klimatischen Veränderungen die Hochwasservorsorge. Damit wird der gesamte Vorsorge-, Gefahrenabwehr- und Nachsorgezyklus einbezogen. Das nachhaltige Hochwasserrisikomanagement sowie Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten sind Bestandteil der Hochwasserrisikomanagementpläne, die entsprechend der Vorgaben der europäischen Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL) und des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) des Bundes bis 2015 für die hochwassergefährlichen Gewässer aufgestellt wurden. Im Rahmen von „Hochwasserpartnerschaften“ wurden die Pläne für die Bearbeitungsgebiete Oberrhein, Mittelrhein, Niederrhein und Mosel-Saar erarbeitet.

Die Pläne umfassen zahlreiche Maßnahmen zum Schutz vor Hochwasser, die in den nächsten Jahren umgesetzt werden sollen. Die bereits durchgeführten Maßnahmen für die Gewässer mit potenziell signifikantem Hochwasserrisiko bilden die Grundlage für die Bestandsaufnahme. Im Unterschied zur europäischen Wasserrahmenrichtlinie gibt die HWRM-RL keine konkreten, definierten Hochwasserschutzziele vor. Vielmehr sollen die Maßnahmen vor dem Hintergrund der örtlichen Situation, der festgestellten Risikoprägung, den bereits vorhandenen Schutzeinrichtungen und gegebenenfalls unter Berücksichtigung von Wirtschaftlichkeitsaspekten von den zuständigen Behörden und Betroffenen selbst festgelegt werden.

Zeithorizont im Hinblick auf die Umsetzung ist dabei das Jahr 2021 (Überprüfung und Aktualisierung der Pläne nach Art. 14 der Richtlinie). Berücksichtigt werden auch Maßnahmen, die nach anderen Richtlinien festgelegt wurden (z.B. in den Maßnahmenprogrammen nach der EG-WRRL). Für jeden HWRM-Plan muss nach dem 2009 geänderten Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG, Anlage 3 Nr. 1.3) eine strategische Umweltprüfung (SUP) durchgeführt werden.

Entsprechend den Vorgaben der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie wurden die Hochwasserrisikomanagementpläne bis zum 22. Dezember 2015 fertiggestellt und werden

auf der Website des rheinland-pfälzischen Umweltministeriums veröffentlicht. Für künftige Hochwasser stellen sie einen wertvollen und unverzichtbaren Baustein der Hochwasservorsorge dar.

2.1.2 Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten

Mit den Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten des Landes liegen umfassende Informationen darüber vor, wie weit künftige Hochwasser ausufernd und wie groß die Gefahrenlagen werden können. Hochwassergefahren- und -risikokarten sind die wirksamste Informationsgrundlage über die hochwassergefährdeten Flächen und das Ausmaß der dort vorhandenen Risiken. Dies ist angesichts der erwarteten klimatischen Veränderungen von besonderer Bedeutung.

Hochwassergefahrenkarten berücksichtigen dabei drei Hochwasserszenarien:

- Extremhochwasser, die viel seltener als alle 100 Jahre auftreten,
- Hochwasser die etwa alle 100 Jahre und seltener auftreten,
- Hochwasser die häufiger, etwa alle 10 Jahre, auftreten.

Die Hochwassergefahrenkarten veranschaulichen für die drei Hochwasserszenarien das Ausmaß der Überflutung (Fläche) und die Wassertiefe. In Rheinland-Pfalz wurden bereits Hochwassergefahrenkarten für rd. 3.000 Gewässerkilometer erstellt. Neben der Information zur Hochwasservorsorge für Bürgerinnen und Bürger dienen sie auch zur Festsetzung von Überschwemmungsgebieten in Siedlungsflächen mit hohem Schadenspotenzial sowie zur Sicherung vorhandener Retentionsräume.

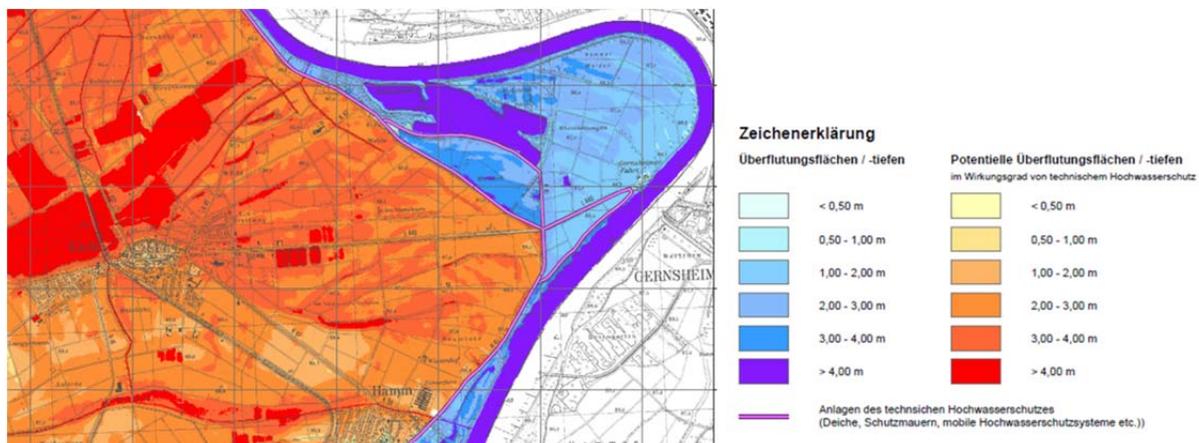


Abb. 3: Hochwassergefahrenkarte für den Rhein im Raum Eich.

Der Ausschnitt aus der Hochwassergefahrenkarte (Abbildung 3) für den Rhein im Raum Eich zwischen Worms und Oppenheim stellt die gefährdeten Bereiche für mittlere Hochwasser mit einem Wiederkehrintervall größer gleich 100 Jahren dar. Die roten Flächen sind potenziell gefährdete Bereiche, die bei einem Deichbruch überflutet werden können. Je stärker die Farbsättigung, desto höher können die Flächen überflutet werden. Die Karten sind für häufige Hochwasser (HQ₁₀), mittlere Hochwasser HQ₁₀₀ und seltene Extremhochwasser gefertigt. Damit können Städte und Gemeinden bei ihren Planungen mögliche Hochwasserereignisse besser berücksichtigen. Ihre Vorbereitungen zur Gefahrenabwehr

können wesentlich verbessert werden. Die Bürgerinnen und Bürger können feststellen, wie weit sie möglicherweise betroffen sind, und eigenverantwortlich vorsorgen. Hochwasserrisikokarten dienen der Veranschaulichung des Risikos durch Hochwasser führende Flussläufe (Abbildung 4).

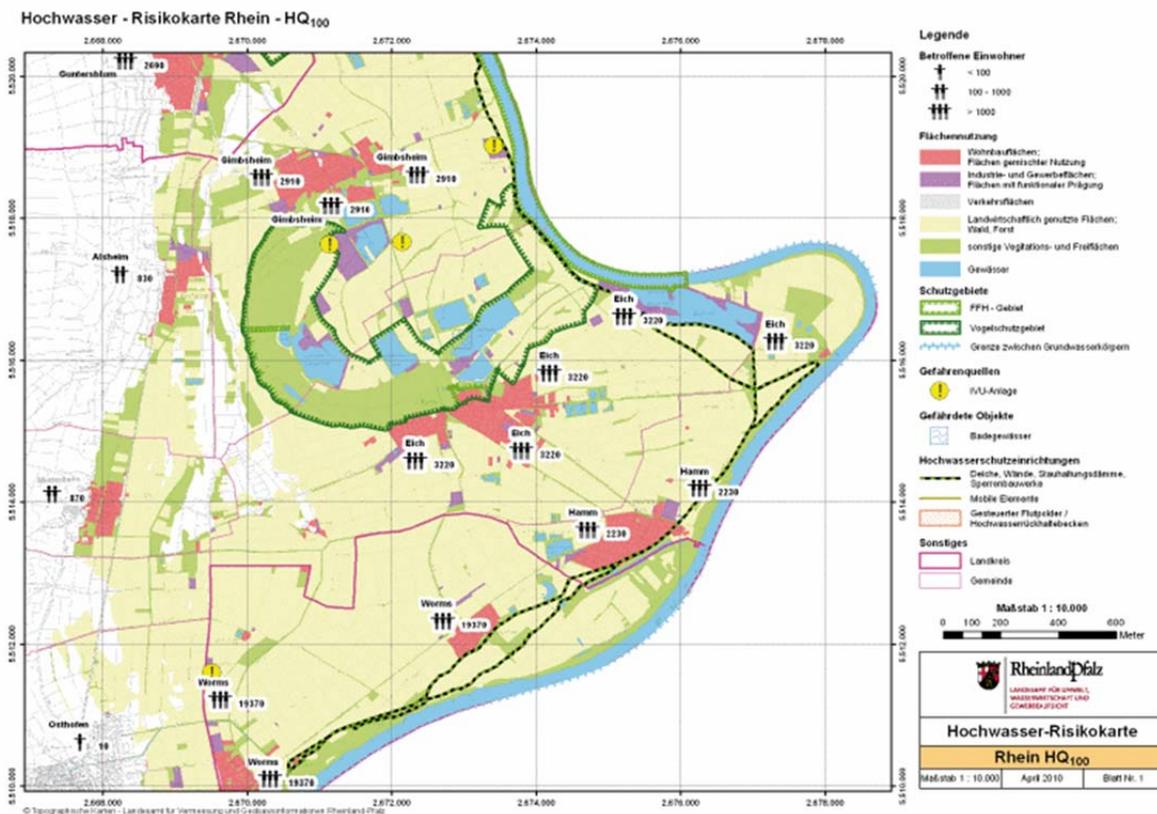


Abb. 4: Hochwasserrisikokarte für den Rhein im Raum Eich.

Hochwasserrisikokarten verknüpfen die Informationen der Hochwassergefahrenkarten mit der Flächennutzung und enthalten für jedes Hochwasserszenario Angaben über

- die Anzahl der potenziell betroffenen Einwohner
- die Art der wirtschaftlichen Tätigkeiten (Nutzungen) in dem potenziell betroffenen Gebiet
- Anlagen, von denen bei Überschwemmung eine störfallbedingte Gewässerunreinigung ausgehen kann
- durch Hochwasser betroffene Schutzgebiete, wie Gebiete zur Trinkwassergewinnung, Freizeitgewässer einschließlich Badegewässer und Natura-2000-Gebiete (gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie).

Alle Karten sind im Internet unter www.hochwassermanagement.rlp.de veröffentlicht.

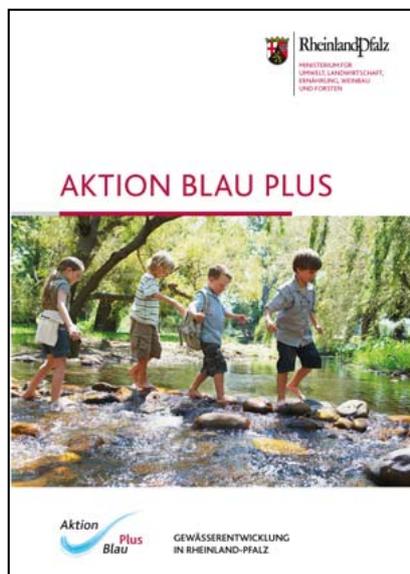
Neben diesen Karten stellt die Wasserwirtschaftsverwaltung Rheinland-Pfalz mit dem Informationspaket Hochwasservorsorge landesweit regionalisierte Daten und Maßnahmenvorschläge für den dezentralen Hochwasserrückhalt bereit. Mit diesen Informationen können Städte und Verbandsgemeinden den eigenen örtlichen Hochwasserschutz, als auch für

Anlieger flussabwärts verbessern. Die Daten können sie beispielsweise im Rahmen von Bodenordnungsverfahren, Flächennutzungsplanung, Bebauungsplanung, Forsteinrichtung, Landschaftsplanung oder Regionalplanung nutzen, ohne dass dadurch besondere Aufwendungen entstehen müssen. Grundlage des Informationspaketes zum Hochwasserrückhalt sind landesweit verfügbare Analysen wie beispielsweise zu Topographie, Landnutzung, Bodenhydrologie oder zur Retentionsfähigkeit des Gewässernetzes. Diese Daten wurden örtlich hinsichtlich der standörtlichen Abflussbildungsprozesse und der Rückhaltepotenziale bewertet. Anhand bestimmter Ergebnisse der Bewertungen werden Maßnahmenvorschläge abgeleitet.

2.1.3 Natürlicher Hochwasserrückhalt

Neben den vertraglich vereinbarten rheinland-pfälzischen Hochwasserrückhaltungen und einem effizienten Hochwasserrisikomanagement, das die Vernetzung von Hochwasserinformation und das hochwasserangepasste Bauen, Planen und Sanieren einschließt, wird in Rheinland-Pfalz der natürliche Hochwasserrückhalt in der Fläche weiter ausgebaut – gerade auch vor dem Hintergrund der zunehmenden Niederschläge und der auftretenden Starkniederschläge.

Dazu wurden im Rahmen des wasserwirtschaftlichen Programms „Aktion Blau Plus“ bereits rd. 260 Mio. Euro investiert. Das Programm fördert seit 1995 die Wiederherstellung von naturnahen Gewässerzuständen. Die Maßnahmen der Kommunen werden vom Land mit bis zu 90 % gefördert. Dabei umfasst die Aktion Blau Plus nicht nur die finanzielle Unterstützung



bei Renaturierungen, sondern es werden im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Renaturierungsmaßnahmen zugleich weitere gesellschaftliche Aspekte und Entwicklungen wie zum Beispiel die kommunale Entwicklung, der Denkmalschutz, die Landwirtschaft, der Naturschutz und die Umweltbildung miteinander vernetzt. Die Aktion Blau Plus ist inzwischen wichtiger Bestandteil der EG-Wasser-Rahmenrichtlinie und des AGENDA 21 Prozesses und wurde zu einem Markenzeichen für den Gewässerschutz in Rheinland-Pfalz.

Abb. 5: Broschüre „Aktion Blau Plus“ anlässlich des 20-jährigen Jubiläums.

2.2 Gebietsanalyse Gefahrenpotenzial Starkregen

Starkregenereignisse traten in den Sommermonaten der letzten Jahre immer wieder auf und werden auch künftig eine stärkere Rolle spielen. Örtliche Überschwemmungen mit schadensbringenden Auswirkungen, wie das Beispiel Moscheltal gezeigt hat, werden vermehrt die Folge sein. Letztlich kann jede Kommune von Starkregenereignissen betroffen sein. Daher hat Rheinland-Pfalz gemeinsam mit Baden-Württemberg einen „Leitfaden Starkregen“ für die Kommunen und die kommunale Wasserwirtschaft entwickelt. Unabhängig von den Wet-

terbedingungen kann über eine Landschaftsanalyse die grundsätzliche Gefährdung von Ortschaften aufgrund ihrer Lage und des Charakters ihres Einzugsgebietes eingeschätzt werden. Daraus wiederum lassen sich generelle und ortsspezifische Vorsorgemaßnahmen ableiten – gerade auch, um Starkregenereignisse vorzubeugen. Der Leitfaden gibt Beispiele und möchte Gemeinden und Städte ermutigen, sich aktiv mit diesem Thema auseinanderzusetzen und rechtzeitig Vorsorge zu treffen.

3. Fazit

Der Klimawandel ist längst angekommen. Er findet bereits statt und er wird für die Wasserwirtschaft von besonderer Bedeutung sein. Für die Zukunft ist mit einem weiteren Temperaturanstieg, längeren Trockenperioden und häufigeren Extremwetterereignissen zu rechnen. Im Sommer werden häufigere und längere Niedrigwasserperioden auftreten, im Winter hingegen vermehrt Hochwasserereignisse. Aufgrund dieser Änderungen ist sowohl für die Umwelt als auch für die Wasserwirtschaft mit erheblichen Veränderungen zu rechnen. Dies betrifft konkret die Fließgewässerökosysteme, die Schiffbarkeit der Wasserstraßen oder den Betrieb von Wasserkraftwerken. Aber es wird auch die Gefahr von Hochwasser- und Starkregenereignissen steigen. Mit zahlreichen Maßnahmen und Projekten bereitet sich das Land Rheinland-Pfalz auf diese Veränderungen vor. Zu nennen sind die Projekte zur Hochwasservorsorge, zum technischen Hochwasserschutz und natürlichen Hochwasserrückhalt. Mit dem integrierten Hochwasserschutzkonzept werden darüber hinaus alle Belange eines effizienten Hochwasserschutzes berücksichtigt. Damit sich die Wasserversorgung auf kommende Veränderungen im Grundwasserhaushalt einstellen kann, sind weitere Untersuchungen über den Grundwasserhaushalt auf regionaler Ebene, wie in den Kooperationsvorhaben KLIWA und KLIMPRAX durchgeführt, notwendig. Das etablierte Klimamonitoring ist weiterzuführen, da ohne Messdaten keine Weiterentwicklung von Modellen im Klimabereich möglich ist. Dazu müssen die Klimaforschung und die Klimafolgenforschung weiter gefördert werden. Zahlreiche Themen, wie etwa das Auftreten von Extremwetterereignissen mit Starkregen müssen verstärkt erforscht und in die Klimamodelle integriert werden.

Literatur

- ADELPHI / PRC / EURAC (2015): Vulnerabilität Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. Umweltbundesamt. Climate Change 24/2015, Dessau-Roßlau.
- ARBEITSKREIS KLIWA (2011), Hrsg.: Klimawandel in Süddeutschland (Veränderung von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen). Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA.
- ARBEITSKREIS KLIWA (2013), Hrsg.: 5. KLIWA-Symposium, Fachvorträge: Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. KLIWA-Berichte, Heft 19.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG, WEINBAU UND FORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2015), Hrsg.: Aktion Blau Plus – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz, Mainz.

Impulsvortrag

Datenflüsse in der Gewässerkunde – gestern und heute

Detlef Aster

Die zuverlässige Erfassung und Auswertung hydrologischer Kennwerte ist die Grundlage gewässerkundlichen und wasserbaulichen Arbeitens an einem Fluss. Dazu gehört, neben der kontinuierlichen Erfassung des Wasserstandes, insbesondere die gewissenhaft durchgeführte Ermittlung des Abflusses bei unterschiedlicher Wasserführung. Das Wissen um Wasserstand und Abfluss, aber auch weiterer hydrologischer und morphologischer Parameter an den Bundeswasserstraßen ist Voraussetzung für

- Betrieb, Unterhaltung, Aus- und Neubau der Wasserstraßen
- Steuerung der einzelnen Anlagen, insbesondere der Staustufen (Wehr und Kraftwerk)
- täglichen Wasserstandsdienst, in erster Linie für die Schifffahrt zur Ermittlung der Fahrwasserverhältnisse und für die Dispositionen der Abladetiefen
- Hochwassernachrichtendienst für Schifffahrt und Anlieger
- wasserwirtschaftliche Aufgaben der Länder

Um den Anforderungen an eine moderne Aufgabenwahrnehmung in der Gewässerkunde gerecht zu werden, sind standardisierte Methoden und Abläufe zwingend geboten. Zu diesem Zweck richtet die Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS) ein Dezernat „Gewässerkunde, Wasserbewirtschaftung“ in der Abteilung „Umwelt, Technik, Wassertourismus“ ein. Hier werden zukünftig zentral die Grundlagen für die qualifizierte gewässerkundliche Arbeit in den Wasserstraßen- und Schifffahrtsämtern der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) aufgestellt.

Mit welchen Aufgaben sich die Gewässerkunde heute konfrontiert sieht, lässt sich am Beispiel der Entwicklung bei der Wasserstandsermittlung beschreiben. Im Laufe der letzten Jahrzehnte erfolgte hierbei in technologischer Hinsicht ein tiefgreifender Wandel. Wurden Mitte des letzten Jahrhunderts die einzelnen Wasserstände an den Pegellatten als Terminwerte noch abgelesen und handschriftlich notiert, werden diese heute kontinuierlich automatisiert erfasst, übertragen, ausgewertet und neben vielen anderen gewässerkundlichen Messgrößen im Intranet/Internet über die Informationsportale ELWIS und PegelOnline veröffentlicht.

Diese Entwicklung in der Technik erfordert von den Mitarbeitern der Gewässerkunde immer wieder die Bereitschaft sich auf die neuen Anforderungen einzulassen und das erworbene Know-how ständig weiterzuentwickeln. Die Informationstechnik bestimmt immer mehr die fachliche Arbeit, erleichtert aber auch die Bewältigung der ständig wachsenden Anforderungen an die Gewässerkunde aus der WSV heraus, aber auch von Ländern und Dritten.

Impulsvortrag

Spürt die Wasserkraft den Klimawandel?

Hans-Christoph Funke und Claus Till Schneider

Im Impulsvortrag „Spürt die Wasserkraft den Klimawandel?“ stellt RWE Innogy dar, ob und inwieweit sich die projizierten Auswirkungen des Klimawandels bereits heute im Betrieb und in der Erzeugung von Wasserkraftanlagen widerspiegeln.

Im ersten Teil des Vortrags werden für die Parameter Temperatur, Niederschlag und Abfluss historische Daten (1951–2015), darin erkennbare Trends sowie die betreffenden Zukunftsprojektionen (2015–2100 unter Annahme verschiedener Emissionsszenarien) vorgestellt, wobei sich der Vortrag der Untersuchungsergebnisse des Kompetenzzentrums für Klimawandelfolgen Rheinland-Pfalz bedient.

Für die Temperatur (Sommer und Winter) und die Anzahl heißer Tage im Sommer zeigen sowohl die historischen Daten als auch die Projektionen einen steigenden Trend. Beim Parameter Niederschlag ist aus den historischen Daten kein Trend zu erkennen. Die Projektionen ergeben jedoch für die Sommer eine Abnahme und für die Winter eine Zunahme der Niederschläge, wobei die Stärke dieser Trends vom gewählten Emissionsszenario abhängt. Für den Abfluss standen keine historischen Daten des Kompetenzzentrums für Klimawandelfolgen zur Verfügung, stattdessen greift der Vortrag auf Daten der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) zurück. Exemplarisch wird der Abfluss der Mosel bei Trier betrachtet, wobei die historische Zeitreihe in dem Fall nur von 1983–2015 reicht. Der beobachtete sinkende Trend im Abfluss (Sommer und Winter) ist darum gegebenenfalls weniger belastbar. In den Zukunftsmodellierungen werden hingegen generell niedrigere Abflüsse im Sommer und höhere Abflüsse im Winter projiziert.

Im zweiten Teil des Vortrags wird untersucht, ob und inwieweit sich die im ersten Teil beobachteten und projizierten Trends in der Wasserkrafterzeugung (produzierte Strommenge) wiederfinden. Als Datengrundlage hierfür dient die Erzeugung aus zehn Wasserkraftanlagen an der Mosel (Trier bis Koblenz) der Jahre 1983–2012. Sowohl für den Sommer als auch für den Winter ist ein leicht fallender Trend in der Erzeugung zu beobachten, während in den Projektionen zwar niedrigere Abflüsse im Sommer, im Winter jedoch höhere berechnet werden.

Zusätzlich zur Erzeugung untersucht der zweite Teil die hochwasserbedingten Stillstände der Wasserkraftanlagen auf mögliche Trends. Als Grundlage dient die Erzeugung der Wasserkraftanlage Trier sowie die bereits genannten Pegeldata der WSV. Auf Basis dieser Daten lässt sich für die betrachtete Wasserkraftanlage weder aus den jährlichen Hochwasserstunden noch der Anzahl an Hochwasserereignissen ein Trend erkennen. Dabei ist wiederum zu bedenken, dass der betrachtete Zeitraum (1983–2012) relativ kurz ist.

Wie können die Nitratprozesse in Modellen besser abgebildet werden?

Marcelo B. Haas, Björn Guse, Matthias Pfannerstill und Nicola Fohrer

Zusammenfassung

Der Transport von Nitrat und Nitrattransformationsprodukten in Flusseinzugsgebieten wird von zahlreichen interagierenden Prozessen beeinflusst. Eine hohe Nitratmenge kann zu einer Belastung der ökologischen Gewässerbedingungen führen. Daher werden komplexe ökohydrologische Modelle verwendet, um die Prozessdynamik des Nitrats zu analysieren und besser zu verstehen. Um zu einem besseren Verständnis der Nitratprozesse zu gelangen, werden in dieser Studie eine zeitliche Parametersensitivitätsanalyse (TEDPAS) und eine segmentweise gemeinsame Kalibrierung von Abfluss und Nitratfracht kombiniert. Das Ziel ist eine adäquate Abbildung aller Abfluss- und Nitratphasen um Nitratprozesse in Modellen besser abzubilden.

Die Verifizierung der modellierten Nitratprozesse lässt sich durch eine Analyse der zeitlichen Variationen von dominanten Nitratparametern erzielen. Hierfür kann eine Sensitivitätsanalyse in täglicher Auflösung auf Nitrat angewendet werden. Die zeitliche Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die dominanten Parameter im Zusammenhang zum Nitrattransport und zur Pflanzenaufnahme jahreszeitlich stark variieren.

Des Weiteren ist eine adäquate Modellkalibrierung für Nitrat sehr wichtig, bei der die relevanten Prozesse berücksichtigt werden. Hierfür wird eine Nitratdauerlinie erstellt und neben der Abflussdauerlinie in einem Kalibrierungsansatz in fünf Segmenten genutzt, um alle Abflusshöhen und Nitratfrachten separat zu analysieren. Dies führt zur Auswahl eines Modelllaufs, der gleichzeitig alle Abfluss und Nitratfrachthöhen gut abbildet.

1. Einleitung

Die Hydrologie in Flusseinzugsgebieten wird von einer Vielzahl von Prozessen beeinflusst. Zahlreiche Prozesse treten gleichzeitig auf und beeinflussen die Gewässergüte, die durch den Nährstoffeintrag aus verschiedenen Punktquellen und diffusen Quellen belastet werden kann (RODE et al. 2010). Eine Reduzierung der Nährstoffbelastung ist somit eine große Herausforderung (LAURENT & RUELLAND 2011). Hierzu ist es erforderlich die Ursachen der Nährstoffbelastung in ihrer zeitlichen und räumlichen Variabilität zu untersuchen.

Es gibt viele Studien, die die Komplexität der Wasserqualität in Modellanwendungen analysieren. Zur Abbildung der Nährstoffkreisläufe werden viele Parameter in Modellen benutzt (WADE et al. 2006; LAM et al. 2012; BAILEY & AHMADI 2014). Neben Anwendungsstudien werden hydrologische Modelle auch zunehmend zur diagnostische Analyse genutzt um die Beziehung zwischen realen Prozessen und ihrer Implementierungen in hydrologischen Modellen zu verbessern (GUPTA et al. 2008; PFANNERSTILL et al. 2015). Diagnostische Modellanalysen führen zu einem besseren Verständnis der Modellstruktur und der dominanten Prozesse und erlauben eine Analyse der zeitlich variierenden Prozessdynamik im Einzugsgebiet (REUSSER et al. 2011; REUSSER & ZEHE 2011; HERMAN et al. 2013; Guse et al. 2014). Diese diagnostischen Analysen sind an die zeitliche Auflösung gekoppelt, die den Zeitschritt der entsprechenden Prozesse im Einzugsgebiet widerspiegeln soll. Eine zeitliche Parametersensitivitätsanalyse leitet die Sensitivität der einzelnen Modellparameter in einer Auflösung von einem Tag ab. Somit ermittelt die zeitliche Dynamik der Parametersensitivität (TEDPAS) die dominanten Parameter für jeden Zeitschritt (SIEBER & UHLENBROOK 2005; REUSSER et al. 2011).

Darauf aufbauend ist es bei einer Modellkalibrierung für Nitrat wichtig, dass alle Prozesse berücksichtigt werden, die zur Steuerung der Nitratfracht relevant sind. Ökohydrologische

Modelle werden normalerweise zuerst für den Abfluss kalibriert und danach für Nährstoffe. Da hydrologische Prozesse einen starken Einfluss auf den Nitrattransport haben, ist es wichtig beide Variablen gleichzeitig zu berücksichtigen. Viele Kalibrierungsverfahren verwenden traditionelle statistische Metriken wie Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE, NASH & SUTCLIFFE 1970) und Kling-Gupta-Efficiency (KGE, GUPTA et al. 2009). Zudem werden zunehmend Gütemaße als Signatur der hydrologischen Prozesse verwendet. Dies ist eine Möglichkeit um bestimmte hydrologische Komponenten wie die Gesamtwasserbilanz oder vertikale Wasserverteilung im Boden zu untersuchen (YILMAZ et al. 2008; POKHREL et al. 2012; PFANNERSTILL et al. 2015). Diese Informationen können mit Abflussdauerlinien (FDC) untersucht werden (VOGEL & FENNESSEY 1994; YILMAZ et al. 2008; PFANNERSTILL et al. 2014a). Die FDC kann in verschiedene Segmente geteilt werden, um die unterschiedlichen Phasen des Abflusses zu untersuchen (PFANNERSTILL et al. 2014a). Durch die Nutzung der FDC in Kombination mit klassischen statistischen Gütemaßen erfolgt eine detaillierte Untersuchung der Modellierungsergebnisse. Anwendungen bestehen bereits in der Hydrologie für Abfluss, während ein segmentweiser Kalibrierungsansatz für Nitrat noch unbekannt ist. Hierfür wurde eine Nitratdauerlinie (NDC) erstellt und neben der FDC in einem gleichzeitigen Kalibrierungsansatz in fünf Segmenten genutzt. Alle Abflusshöhen und Nitratfrachten werden so separat untersucht um alle Phasen der Abflussganglinie und Nitratganglinie in einer zufriedenstellenden Güte im gleichen Modelllauf darzustellen.

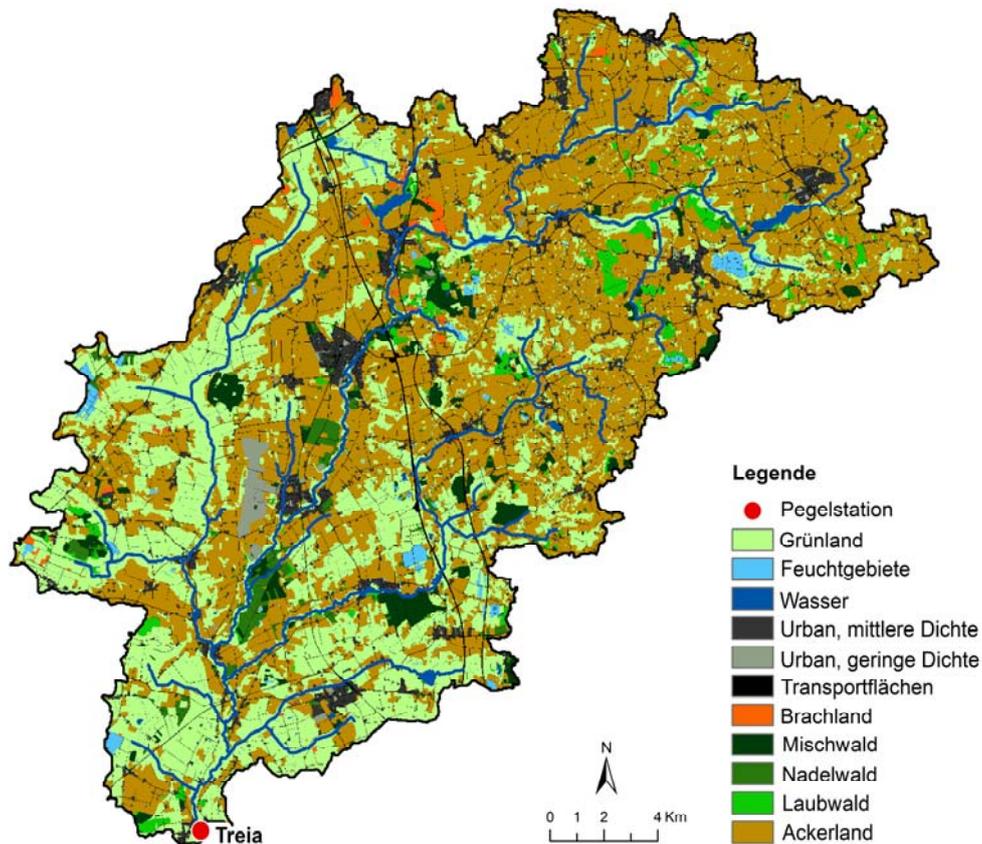


Abb. 1: Treene Einzugsgebiet (Datenquelle:LVERMA 2004).

2. Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist das Einzugsgebiet der Treene im norddeutschen Tiefland (Abbildung 1). Am Abflusspegel Treia hat das Einzugsgebiet eine Größe von 481 km² und die Geländehöhen liegen zwischen 2 und 80 m. Die Landnutzung ist vorwiegend landwirtschaftlich geprägt (79 %) (LVERMA, 2004). Nur kleine Flächen haben Wäldern (7 %) oder städtischen Gebieten (10 %). Die starke Interaktion zwischen Oberflächen und Grundwasser führt zu einer deutlichen Präsenz von Dränagen als wichtige Gebietseigenschaft (FOHRER et al. 2007, KIESEL et al. 2010).

2.2 Nitratprozessuntersuchung – TEDPAS

Die Untersuchung von Nitratprozesse wird im Modell mit einer zeitlich hoch aufgelösten Parametersensitivitätsanalyse (TEDPAS) durchgeführt. TEDPAS ermittelt eine tägliche Zeitreihe von Parametersensitivitäten, die die Identifizierung der dominanten Modellparametern und damit auch der dominanten Prozessen ermöglichen (SIEBER & UHLENBROOK 2005, REUSSER et al. 2011, GUSE et al. 2014, PFANNERSTILL et al. 2015). Anwendungen von TEDPAS für hydrologische Fragestellungen sind schon bekannt. Dagegen fehlten bislang Untersuchungen für Nährstoffe und Wasserqualität. Daher wurde TEDPAS in HAAS et al. (2015) auf Nitrat angewendet.

2.3 SWAT Modell

Für diese Studie wurde das kontinuierliche ökohydrologische Modell SWAT (ARNOLD et al. 1998) benutzt. Im SWAT-Modell ist das Einzugsgebiet in Teileinzugsgebiete und Hydrotope (HRUs) räumlich differenziert. Das Modell simuliert Wasserkreislauf und Wasserqualitätsprozesse in einer Landphase sowie die Transportmodellierung in der Wasserphase. Die modifizierte SWAT_{3S} Version (PFANNERSTILL et al. 2014b) wurde für diese Studie benutzt, da sie eine verbesserte Abbildung der Grundwasserprozesse als den dominanten Abflussprozess im Untersuchungsgebiet darstellt. Die Version unterteilt den flachen Aquifer in einen schnellen und einen langsamen flachen Aquifer.

Das SWAT-Modell enthält ein Landmanagementmodul, das die Simulation von mehreren Fruchtfolgen ermöglicht. Als wichtiger Nährstoff wird Nitrat im SWAT-Modell simuliert. Verschiedene Parameter werden hierbei für die Prozessabbildung verwendet. Für diese TEDPAS-Untersuchung wurden die folgenden Parameter in Tabelle 1 benutzt.

Tab. 1: Nitratparameter mit Grenzwerten für die Analysen mit TEDPAS.

PARAMETER	CODE	PROZESS	UNTERE GRENZE	OBERE GRENZE
Nitratkonzentration im Niederschlag	RCN	Nährstoffkreislauf	2	4
Nitratperkolationskoeffizient	NPERCO	Nährstoffkreislauf	0,01	1
Koeffizient für Denitrifikationsrate	CDN	Nährstoffkreislauf	0	3
Schwellenwert für Denitrifikation	SDNCO	Nährstoffkreislauf	1	1.1
Faktor für Humusmineralisierung von aktivem organischen Stickstoff	CMN	Nährstoffkreislauf	0,0001	0,001
Stickstoffaufnahme	N_UPDIS	Nährstoffkreislauf	1	31
Halbwertszeit von Nitrat im schnellen flachen Aquifer	HLIFE_NGWfsh	Grundwasser	1	60
Halbwertszeit von Nitrat im langsamen flachen Aquifer	HLIFE_NGWssh	Grundwasser	250	500

2.4 Modellkalibrierungsmethode

Um die Interaktionen zwischen Hydrologie und Nitratprozessen zu berücksichtigen, wurde eine veränderte Modellkalibrierungsmethode entwickelt. Hierzu ist eine detaillierte Kalibrierung der Nitratdauerlinie hilfreich. Dies ermöglicht eine gleichzeitige Berücksichtigung von klassischen statistischen Gütemaßen und Signaturmaßen basierend auf der Abfluss- und Nitratdauerlinie und führt zu einer vertieften Evaluierung der Abbildung von Nitratprozessen im Modell. Durch die Verwendung einer täglichen Parametersensitivitätsanalyse war es möglich die Kalibrierung auf die sensitiven Nitratparameter zu fokussieren.

Für eine adäquate Evaluierung der Nitratfrachten wurde das Konzept der Unterteilung der FDC in fünf Segmente (5FDC von PFANNERSTILL et al. 2014a) auf 5NDC übertragen. Hierbei wird jedes Segment der FDC bzw. NDC separat mit dem RSR (Ratio of RMSE and standard deviation) evaluiert. Die Segmente von Abfluss und Nitratfrachten sind: Vhigh (95-100% Unterschreitung), high (70-95%), mid (20-70%), low (5-20%) und Vlow (0-5%).

Darauffolgend wird der KGE für jeden Modelllauf berechnet. Abschließend wird die Euklidische Distanz (ED) zwischen dem KGE und dem Mittelwert der RSR aller 5 Segmente der Dauerlinie berechnet. Diese ganze Prozedur wird in einen ersten Schritt separat für Abfluss und Nitratfracht durchgeführt. Danach wird der ED_Total als Mittelwert der ED für Abfluss und Nitratfracht ermittelt. Der geringste Wert für ED_Total stellt dann das beste Ergebnis dar, indem zufriedenstellende Gütemaße für alle Phasen des Abflusses und Nitratfrachten in einem Modelllauf berechnet werden. Der 5NDC Ansatz ist somit eine Weiterentwicklung der bisherigen Kalibrierungsmethoden für Nitrat.

3. Ergebnisse

Die zeitliche Sensitivitätsanalyse zeigte, dass die dominanten Nitratparameter im Jahreszyklus variieren (HAAS et al. 2015). Die dominanten Phasen eines Parameters können hierbei mit dem vorherrschenden Nitrattransportpfad und dem Pflanzenbedarf zu diesem Zeitpunkt erklärt werden. Beispielhaft ist der zeitliche Zusammenhang von Parametersensitivität und Modellergebnissen in Abbildung 2 für ausgewählte Beziehungen dargestellt. Der Parameter NPERCO (in rot in Abbildung 2) steuert die Versickerung von Nitrat und die transportierte Nitratmenge im Oberflächenabfluss. Die schwarze Linie in der oberen Graphik zeigt die modellierte versickerte Nitratfracht pro Tag und Hektar. In Phasen einer hohen Sensitivität von NPERCO versickert Nitrat auch in der Modellsimulation. Dies fällt zudem mit stärkeren Niederschlagsereignissen zusammen (Abbildung 2 - blau, unten). Dies zeigt, dass die Transportprozesse von Nitrat plausibel im Modell abgebildet werden und dem erwarteten Transportpfad folgen. Eine hohe Parametersensitivität von NPERCO fällt somit mit einer starken Versickerung von Nitrat zusammen.

Für den neuen multi-variablen Kalibrierungsansatz zeigen die Ergebnisse, dass ein Modelllauf ausgewählt wird, der gleichzeitig Abfluss und Nitratfrachten gut simuliert und in allen Phasen gute Werte für die verschiedenen Gütemaße hat (Tabelle 2). Abbildung 3 zeigt, dass die simulierten und gemessenen Ganglinien von Abfluss- und Nitratfracht gut übereinstimmen.

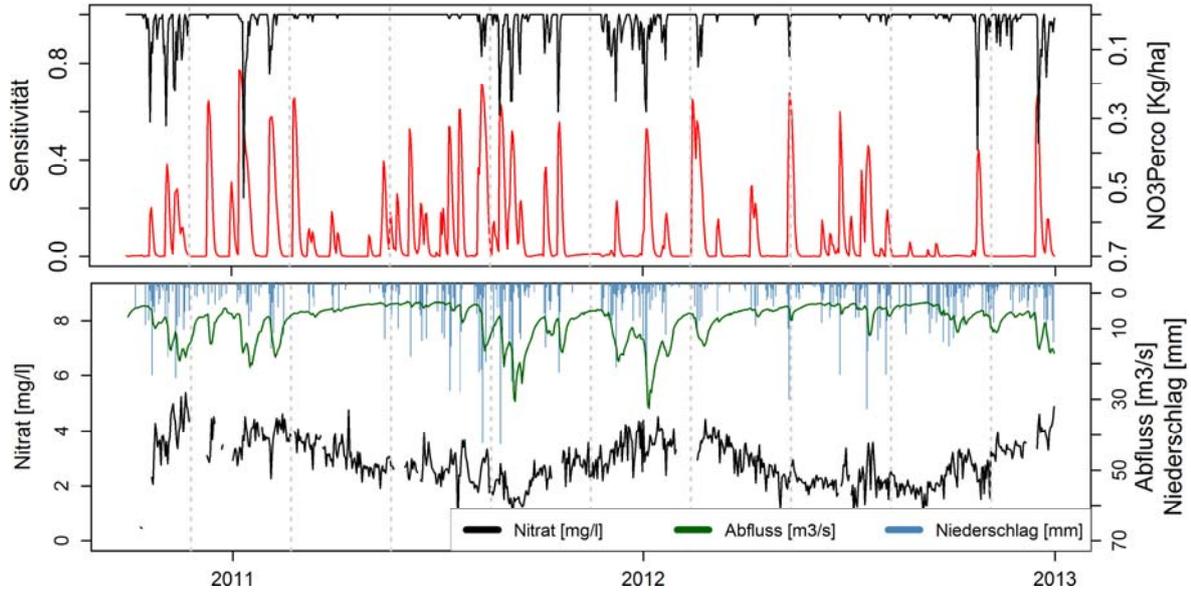


Abb. 2: Vergleich von Parametersensitivität von NPERCO und modellierter versickerter Nitratfracht *NO3Perco* (Abflussdatenquelle LKN Schleswig-Holstein).

Tab. 2: Gütemaße des ausgewählten besten Modelllauf für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode.

Gütemaße	KGE	Vhigh	high	mid	low	Vlow	Mittel	ED
Objektiv/Periode								
Abfluss/Kalibrierung	0,78	0,70	0,69	0,37	0,87	0,68	0,66	0,85
Abfluss/Validierung	0,94	0,30	0,18	0,23	0,66	0,97	0,47	1,08
Nitratfracht/Kalibrierung	0,87	0,71	0,32	0,33	0,48	2,02	0,77	0,90
Nitratfracht/Validierung	0,83	0,64	0,54	0,12	1,26	1,72	0,86	0,84

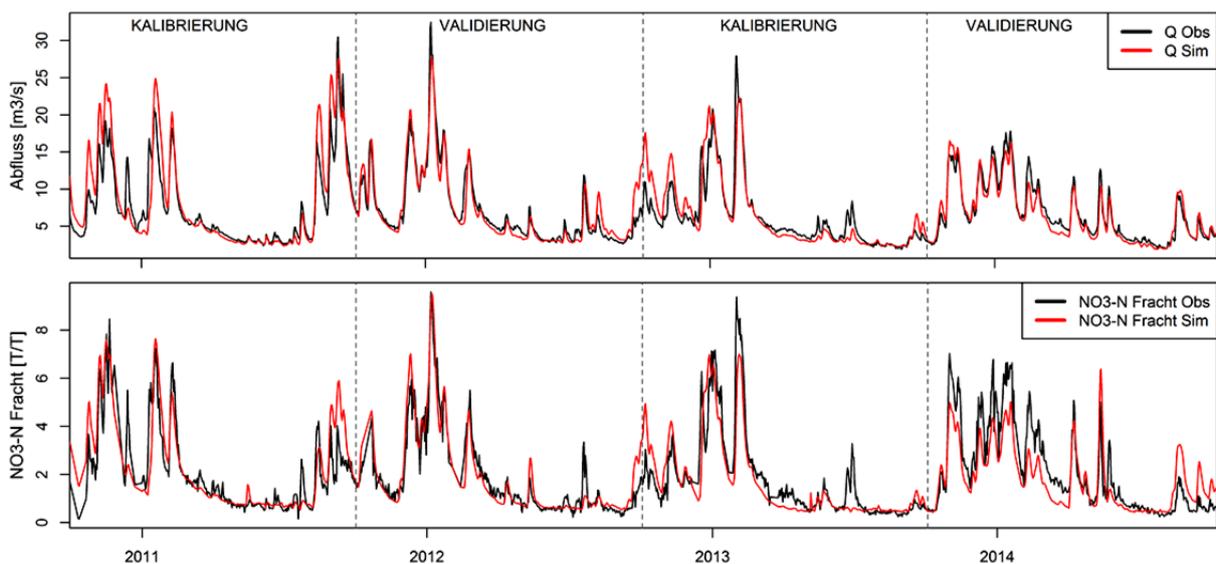


Abb. 3: Abfluss-und Nitratfrachtganglinien für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode (Abflussdatenquelle: LKN Schleswig-Holstein).

4. Ausblick

Die Ergebnisse zeigen die zeitlichen Variationen der dominanten Modellparameter und führen zu einem verbesserten Verständnis der dominanten Prozesse im Nitratkreislauf. Das sind erste Schritte auf dem Weg zu einem besseren Verständnis der Prozessdynamik in Modellen. Die zeitliche Parametersensitivitäten zeigen in welchen Jahreszeiten bestimmte Parameter und damit auch die zugehörigen Prozesse verstärkt auftreten. Die detaillierte Kalibrierung von Nitratprozessen ermöglicht eine Untersuchung der Prozesse in Bezug zur Hydrologie und Gewässerqualität. Somit kann diese Analyse eine zielführende Steuerung von Nitratreduzierungen in Einzugsgebieten entscheidend unterstützen.

Literatur

- ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S. & J.R. WILLIAMS (1998): Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34(1), 73-89. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.
- BAILEY, R.T. & M. AHMADI (2014): Spatial and temporal variability of in-stream water quality parameter influence on dissolved oxygen and nitrate within a regional stream network. *Ecol. Model.* 277: 87–96.
- FOHRER, N., SCHMALZ, B., TAVARES, F. & J. GOLON (2007): Modelling the landscape water balance of mesoscale lowland catchments considering agricultural drainage systems. *Hydrol. Wasserbewirt./Hydrol. Water Resour. Manage. – Germany* 51(4), 164–169.
- GUPTA, H.V., KLING, H., YILMAZ, K.K. & Z.F. MARTINEZ (2009): Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modeling. *J. Hydrol.* 377, 80–91.
- GUPTA, H.V., WAGENER, T. & Y. LIU (2008): Reconciling theory with observations: elements of a diagnostic approach to model evaluation. *Hydrol. Process.* 22: 3802–3813.
- GUSE, B., REUSSER, D.E. & N. FOHRER (2014): How to improve the representation of hydrological processes in SWAT for a lowland catchment – temporal analysis of parameter sensitivity and model performance. *Hydrol. Process.* 28, 2651–2670. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9777>.
- HAAS M., GUSE, B., PFANNERSTILL, M. & N. FOHRER (2015): Detection of dominant nitrate processes in ecohydrological modeling with temporal parameter sensitivity analysis. *Ecol. Model.* 314: 62–72.
- HERMAN, J.D, REED, P.M. & T. WAGENER (2013): Time-varying sensitivity analysis clarifies the effects of watershed model formulation on model behavior. *Water Resour. Res.*, 49:1400-1414. Doi:10.1002/wrcr.20124.
- KIESEL, J., FOHRER, N., SCHMALZ, B. & M. WHITE (2010): Incorporating landscape depressions and tile drainages of a northern german lowland catchment into a semi-distributed model. *Hydrol. Process.* 24 (11), 1472–1486. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7607>.
- LAM, Q.D., SCHMALZ, B. & N. FOHRER (2012): Assessing the spatial and temporal variations of water quality in lowland areas, Northern Germany. *J. Hydrol.* 438–439, 137–147.

- LAURENT, F. & D. RUELLAND (2011): Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *J. Hydrol.* 409, 440–450. DOI:10.1016/j.jhydrol.2011.08.041.
- LVERMA (2004): Automatisierte Liegenschaftskarte (ALK). Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein.
- NASH, J.E. & J.V. SUTCLIFFE (1970): River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- PFANNERSTILL, M., GUSE, B. & N. FOHRER (2014a): Smart low flow signature metrics for an improved overall performance evaluation of hydrological models. *J. Hydrol.* 510, 447–458.
- PFANNERSTILL, M., GUSE, B. & N. FOHRER (2014b): A multi-storage groundwater concept for the SWAT model to emphasize nonlinear groundwater dynamics in lowland catchments. *Hydrol. Process.* 28, 5599-5612. DOI:10.1002/hyp.10062.
- PFANNERSTILL, M., GUSE, B., REUSSER, D. & N. FOHRER (2015): Process verification of a hydrological model using a temporal parameter sensitivity analysis, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19, 4365–4376, doi:10.5194/hess-19-4365-2015.
- POKHREL, P., YILMAZ, K. & H. GUPTA (2012): Multiple-criteria calibration of a distributed watershed model using spatial regularization and response signatures. *J. Hydrol.* 418–419, 49-60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.004>.
- REUSSER, D.E., BUYTAERT, W. & E. ZEHE (2011): Temporal dynamics of model parameter sensitivity for computationally expensive models with FAST (Fourier amplitude sensitivity test). *Water Resour. Res.* 47 (7): W07551. Doi: 10.1029/2010WR009947.
- REUSSER, D.E. & E. ZEHE (2011): Inferring model structural deficits by analysing temporal dynamics of model performance and parameter sensitivity. *Water Resour. Res.* 47(7): W07550. Doi: 10.1029/2010WR009946.
- RODE, M., ARHONDITSIS, G., BALIN, D., KEBEDE, T., KRYSANOVA, V., VAN GRIENSVEN, A. & S.E.A.T.M. VAN DER ZEE (2010): New challenges in integrated water quality modelling. *Hydrol. Process.* 24: 3447–3461.
- SIEBER, A. & S. UHLENBROOK (2005): Sensitivity analyses of a distributed catchment model to verify the model structure. *J. Hydrol.* 310(1–4): 216–235.
- VOGEL, R.M. & N.M. FENNESSEY (1994): Flow-duration curves. I: New interpretation and confidence intervals. *J. Water Resour. Plan. Manage.* 120(4), 485–504. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1994\)120:4\(485\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1994)120:4(485)).
- WADE, A. J., BUTTERFIELD, D. & P.G. WHITEHEAD (2006): Towards an improved understanding of the nitrate dynamics in lowland, permeable river-systems: Applications of INCA-N. *J. Hydrol.* 330: 185–203.
- YILMAZ, K.K., GUPTA, H.V. & T. WAGENER (2008): A process-based diagnostic approach to model evaluation: application to the NWS distributed hydrologic model. *Water Resour. Res.* 44(9). DOI:10.1029/2007WR006716.

Raum- und Zeitmuster der Nitrat- und Ionenkonzentrationen in der Übergangszone zwischen Fluss und Grundwasser

Nico Trauth, Andreas Musolff und Jan H. Fleckenstein

Die Interaktion zwischen Fließgewässer und dem Grundwasser ist für viele hydrogeologische und biogeochemische Prozesse von Bedeutung. In der Übergangszone zwischen Fluss und angrenzendem Aquifer, in der sich infiltrierendes Flusswasser mit dem Grundwasser mischt, können Schadstoffe zurückgehalten, umgewandelt oder abgebaut werden. Die Ausdehnung dieser Übergangszone ist abhängig von den hydraulischen Gradienten zwischen Fluss- und Grundwasser sowie den hydrogeologischen Verhältnissen und variiert sowohl durch Abflussereignisse als auch saisonal über das hydrologische Jahr. Damit verknüpft sind somit auch der Eintrag von Stoffen, wie z.B. Sauerstoff und Kohlenstoff in den Aquifer, die biogeochemische Prozesse maßgeblich steuern können.

In einem 2 km langen Abschnitt der Flussaue der Selke, im nördlichen Harzvorland, wurden 28 Brunnen und Piezometer in unterschiedlichem Abstand zum Fluss installiert. Über knapp zwei Jahre wurden Grundwasser, Flusswasser sowie ein kleiner Zufluss zur Selke im vierwöchigen Abstand beprobt und hinsichtlich Feldparametern, Kationen, Anionen, DOC sowie N- und O-Isotopen analysiert. Der Fokus lag dabei auf der Verteilung und dem Transport von Nitrat sowie einer möglichen Denitrifikation im flussnahen Grundwasser.

Die Ergebnisse zeigen einen starken Einfluss des Fließgewässers auf das angrenzende Grundwasser, der sowohl räumlich als auch zeitlich variiert. Anhand der Analysen können generell zwei hydrochemische Endglieder festgestellt werden: 1) das Flusswasser der Selke mit relativ geringer Ionen- (< 250 mg/L) und Nitratkonzentration (< 10 mg/L) und 2) dem weit vom Fluss entfernten Grundwasser mit hoher Ionen- (> 500 mg/L) und Nitratkonzentration (> 50 mg/L). Mit abnehmender Distanz zum Fluss verringern sich die Ionen- sowie Nitratkonzentration, was sowohl auf eine Durchmischung von Grundwasser mit Flusswasser als auch auf einen reaktiven Umsatz von Nitrat hinweisen kann.

Die Ionenkonzentration im Fluss- und flussnahe Grundwasser ändert sich kurzzeitig durch Hochwasserereignisse, ist jedoch auch saisonalen Schwankungen unterworfen. So ist das Chlorid/Nitrat-Verhältnis während der Sommermonate im flussnahen Grundwasser lokal niedriger als in den Wintermonaten, was auf eine geringere Nitratkonzentration und damit auf einen möglichen Abbau unter wärmeren Bedingungen hinweist. Damit verbunden sind Verschiebungen in der isotopischen Signatur des Nitrats, die ebenfalls auf Denitrifikation hinweisen.

Die Untersuchungen zeigen die Bedeutung der zeitlich-räumlichen Dynamik der Fluss- und Grundwasser Interaktion für das Transport- und Rückhaltevermögen von Nitrat im flussnahen Grundwasser.

Modellierung des Nährstoffhaushalts von Elbe und Rhein mit dem Gewässergütemodell QSim

Tanja Bergfeld-Wiedemann, Stephanie Ritz, Paulin Hardenbicker und Helmut Fischer

Zusammenfassung

Der Transport, die Umsetzungen und die Retention von Stickstoff und Phosphor in Elbe und Rhein werden mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde ermittelt und quantifiziert. Messdaten und Simulationsergebnisse entlang von jeweils ca. 500 km frei fließender Strecke von Elbe und Rhein zeigen, wie stark biologische Umsetzungen – insbesondere das Algenwachstum – die Nährstofffraktionierung steuern. In der Elbe nehmen die gelösten Nährstoffe im Längsverlauf im Gegensatz zum Rhein ab. Dies liegt in erster Linie an dem in der Elbe deutlich höheren Nährstoffumsatz durch Algenwachstum und Denitrifikation. Ergänzende Stoffbilanzen haben die von QSim unterschätzte Bedeutung der Denitrifikation in der Elbe quantifiziert. Im Zusammenwirken von Messung und Modellierung konnte somit die Bedeutung von Algenwachstum und Denitrifikation für die Nährstoffretention in Rhein und Elbe quantifiziert werden.

1. Einleitung und Methoden

Für die Beurteilung des Nährstoffhaushalts von Flüssen müssen unterschiedliche Prozesse betrachtet werden. Als Grundlage sollten, wie in Abbildung 1 dargestellt, die Nährstofffracht am Beginn des Untersuchungsgebietes sowie alle Einträge durch Nebenflüsse oder Kläranlagen bekannt sein.

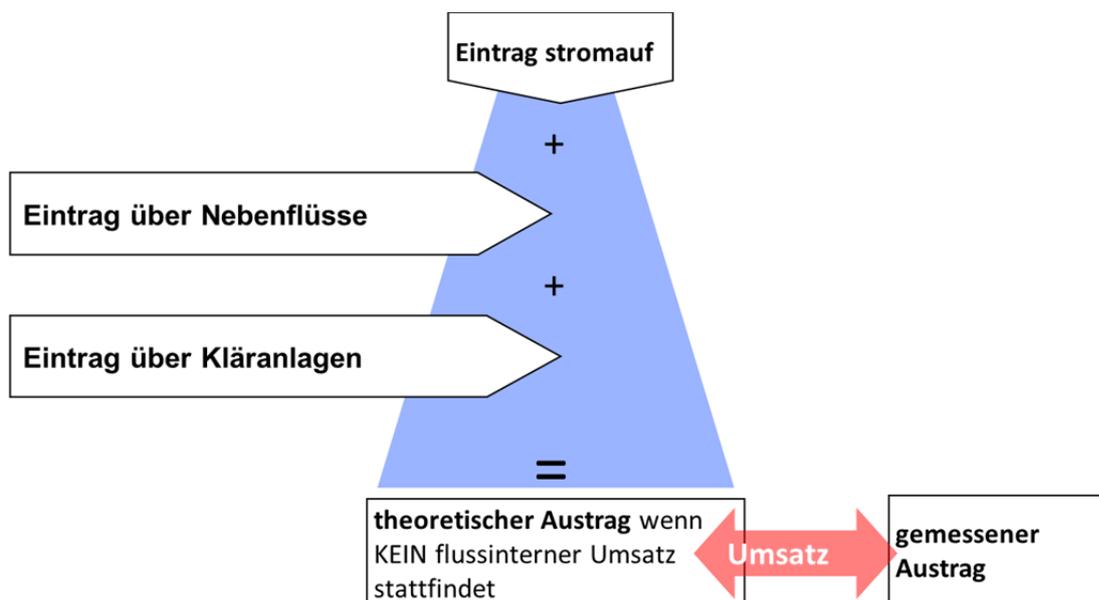


Abb. 1: Schematische Darstellung der Nährstoffeinträge im Fluss.

Im Gewässer finden neben dem reinen Transport der Nährstoffe z.T. gegenläufige Prozesse statt, die die Konzentration der verschiedenen Nährstoffverbindungen verändern. Dazu gehören Stoffumsätze in der Wassersäule und im aeroben Sediment wie die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat, die Nährstoffaufnahme („Assimilation“) und damit temporäre Speicherung von Nährstoffen durch Algen und ihr Transfer in der Nahrungskette und schließlich die Mineralisierung aus der partikulären Fraktion, vor allem durch bakterielle Aktivität. Des Wei-

teren führen Prozesse wie die Denitrifikation, die eine Eliminierung von elementarem Stickstoff (N) zur Folge hat, und die Sedimentation, die eine temporäre Reduktion von N aus der fließenden Welle bewirkt, zu einer tatsächlichen Nährstoffreduzierung im Wasserkörper.

Die Betrachtung der Nährstoffflüsse im Gewässergütemodell QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG 2012) erfolgt auf der Basis von Konzentrations- und Abflusszeitreihen und nicht auf Nährstofffrachten. Für die Gütemodellierung mit QSim wird eine eindimensionale Abflussmodellierung mit dem hydrodynamischen Modell HYDRAX (OPPERMANN et al. 2015) vorgeschaltet. Die Ergebnisse der hydraulischen Modellierung werden genutzt, um den Stofftransport und die biologischen Umsetzungen der Nährstoffe in QSim zu simulieren (KIRCHESCH & SCHÖL 1999; Abbildung 2). Das Gewässergütemodell QSim beschreibt in mathematischer Weise die komplexen chemischen und biologischen Vorgänge in Fließgewässern. QSim wird in der BfG vor allem eingesetzt, um die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Wasserbeschaffenheit von Bundeswasserstraßen zu ermitteln und zu beurteilen. Außerdem werden mit QSim Fragestellungen aus der Wasserwirtschaft und dem Flussgebietsmanagement sowie Klimawandelfragen bearbeitet. Die aktuelle Version QSim 13.0 ist das Resultat von 30 Jahren kontinuierlicher Entwicklungsarbeit und Erfahrungen aus einer Vielzahl von Anwendungen für verschiedene Fließgewässersysteme. In QSim werden so die Modellentwicklung, fachliche Anwendung und gewässerökologische Grundlagenforschung an der BfG integriert.

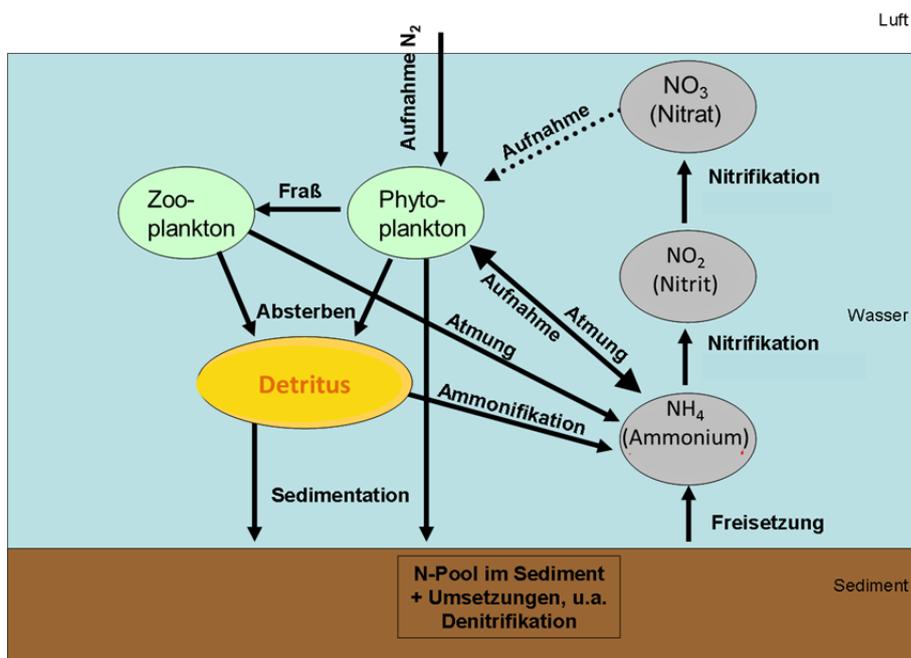


Abb. 2: Im Gewässergütemodell QSim realisierter Stickstoffumsatz.

In diesem Beitrag wird der Nährstoffhaushalt von Elbe und Rhein anhand von Messwerten, Stoffbilanzen und Gewässergütemodellierungen verglichen, um die Zusammensetzung der Retention in beiden Gewässern beurteilen zu können. Der Rhein wird von Karlsruhe (Rhein-km 359) bis Bimmen (Rhein-km 865) untersucht, die Elbe von Schmilka nahe der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 4) bis Geesthacht (Elbe-km 585). Es wurde das Jahr 2008

betrachtet, das als ein durchschnittliches Jahr bezogen auf die Wetter- und Abflussverhältnisse sowie die Ausprägung der Algenentwicklung eingeordnet werden kann. Um die Bedeutung biologischer Prozesse auf die Nährstoffretention zu quantifizieren, wurde die Vegetationsperiode von April bis Oktober betrachtet. Biologische Prozesse sind temperaturabhängig und entsprechend im Sommer von größerer Bedeutung. Für die Betrachtung der Gewässergüte entlang von Rhein und Elbe sowie ihrer wichtigsten Nebenflüsse wurden Überwachungsdaten der Länder sowie eigene Messdaten aus fließzeitkonformen Längsbereisungen verwendet. Die Modellanwendungen am Rhein sind in HARDENBICKER et al. (2014) beschrieben. Die Simulationen für die Elbe finden derzeit für das BMBF-Projekt NITROLIMIT II statt (www.nitrolimit.de). Analoge Simulationen mit dem Fokus auf der Phytoplanktondynamik und dem Sauerstoffhaushalt finden sich in QUIEL et al. (2011) und HEIN et al. (2014).

2. Stickstoff- und Phosphorumsatz in Rhein und Elbe

Die Dynamik der Stickstoff- und Phosphorverbindungen im Längsverlauf des Rheins ist in Abbildung 3 dargestellt.

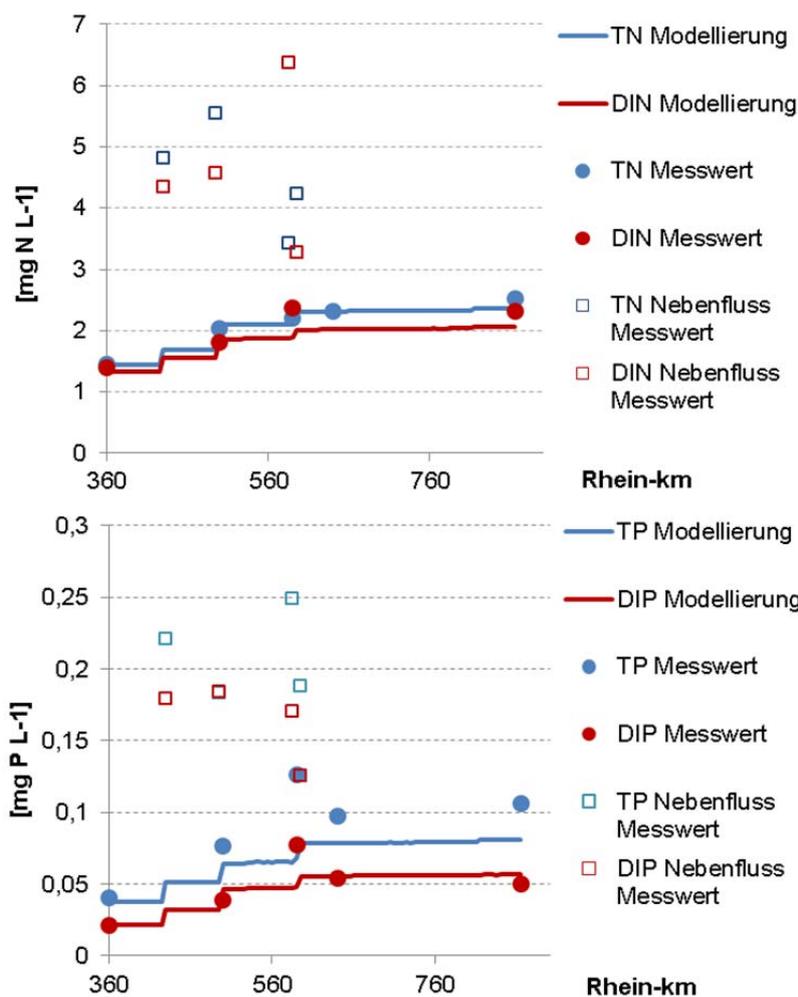


Abb. 3: Mess- und Modellwerte von Stickstoff und Phosphor entlang des Rheins und in den größten Nebenflüssen gemittelt von April bis Oktober 2008 (HARDENBICKER et al. 2014).

Die vier wichtigsten Nebenflüsse Neckar, Main, Lahn und Mosel wiesen in der Vegetationsperiode (April – Oktober) 2008 deutlich höhere Nährstoffkonzentrationen auf, was in der Simulation an deren Mündung jeweils die Nährstoffkonzentration im Rhein erhöhte. Die gelösten Nährstoffverbindungen von Stickstoff DIN (dissolved inorganic nitrogen) und Phosphor DIP (dissolved inorganic phosphorus) nahmen deswegen im Längsverlauf des Rheins parallel zu den Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorgehalten zu.

Im Längsverlauf der Elbe nahmen die Stickstoff- und Phosphorverbindungen ab (Abbildung 4). Im Gegensatz zum Rhein waren die gelösten Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen deutlich niedriger als die jeweiligen Gesamtkonzentrationen. Diese Unterschiede zwischen den gelösten und Gesamtnährstoffen nahmen im Längsverlauf zu. Dies weist auf eine stärkere Assimilation der gelösten Nährstoffe durch Planktonalgen in der Elbe hin.

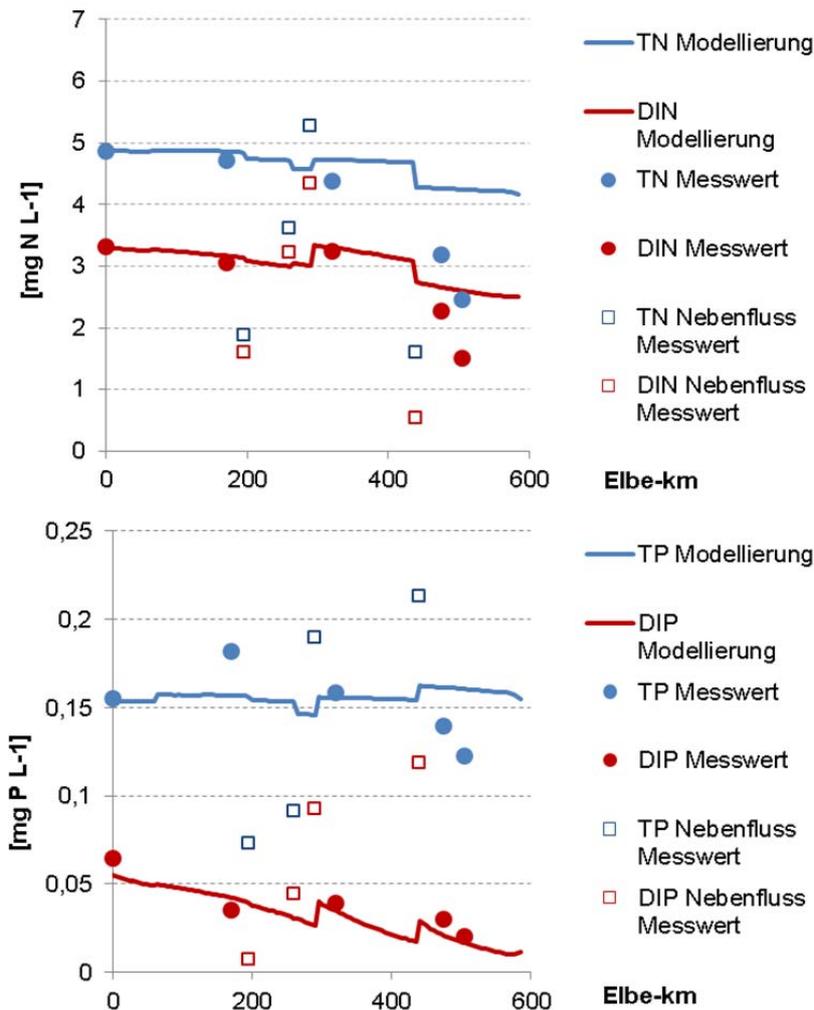


Abb. 4: Mess- und Modellwerte von Stickstoff und Phosphor entlang der Elbe und in den größten Nebenflüssen gemittelt von April bis Oktober 2008.

Die vier wichtigsten Nebenflüsse Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel hatten im Mittel teils höhere, teils niedrigere Nährstoffgehalte als die Elbe. Im Gegensatz zum Rhein, in dem die vier größten Nebenflüsse zu einer deutlichen Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen führen, haben in der Elbe 2008 nur Saale und Havel die Nährstoffkonzentrationen merklich beeinflusst.

Entlang des Rheins zeigte sich 2008 eine sehr geringe Phytoplanktonkonzentration (Abbildung 5, IKSR 2015). Dabei wird als Maß für die Algenbiomasse der Chlorophyll a-Gehalt verwendet. Auch die Einmündung der Nebenflüsse mit deutlich höheren Algengehalten hat kaum zu einer Erhöhung der Algengehalte geführt. Eine ganz andere Situation wurde entlang der Elbe 2008 gemessen und modelliert (Abbildung 5). Hier berechnet QSim eine Vervierfachung des Algengehaltes entlang des untersuchten Elbeabschnittes. Dabei wiesen alle Nebenflüsse deutlich geringere Algengehalte als die Elbe auf. Das Algenwachstum in der Elbe hat zu einem hohen Umsatz an DIN und DIP geführt. Über die Vegetationsperiode 2008 gemittelt wurden mit QSim am unteren Ende des Untersuchungsgebietes Werte von $0,01 \text{ mg P L}^{-1}$ modelliert (Abbildung 4). Diese Ergebnisse zeigen den deutlichen Einfluss der Algenentwicklung auf den Phosphorhaushalt in der Elbe. In der Elbe wird folglich ein wesentlich höherer Anteil des gelösten Phosphors durch die Bildung von Algenbiomasse in die partikuläre Fraktion umgewandelt als im Rhein.

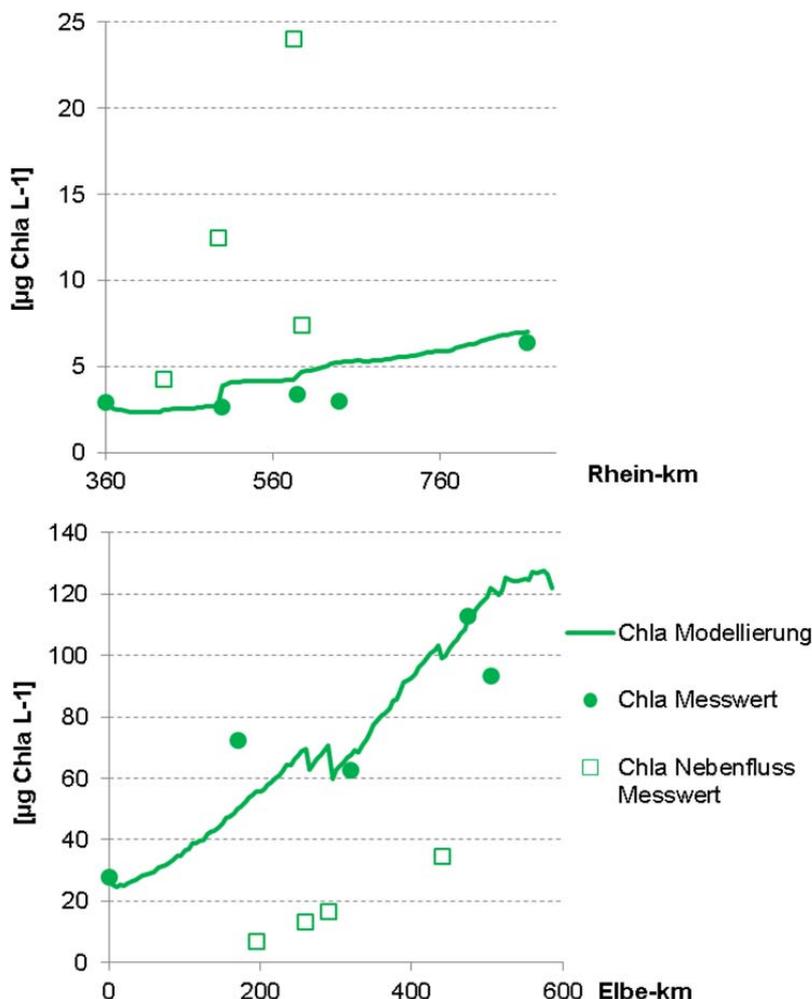


Abb. 5: Mess- und Modellwerte von Chlorophyll a (Chla) entlang von Rhein (oben) und Elbe (unten) sowie in den größten Nebenflüssen gemittelt von April bis Oktober 2008.

3. Modellgestützte Analyse des Stickstoffhaushalts

Um den Stickstoffhaushalt in beiden Gewässern besser zu verstehen, wurden zunächst drei in QSim enthaltene Umsatzraten ausgegeben, die den Nitrathaushalt beeinflussen (Abbildung 6). Dabei wurden die Aufnahme von Nitrat durch Algen (Assimilation), der Nitratflux in bzw. aus dem Sediment (Sedimentflux) sowie der Umsatz suspendierter Nitrifikanten (Nitrifikation) betrachtet.

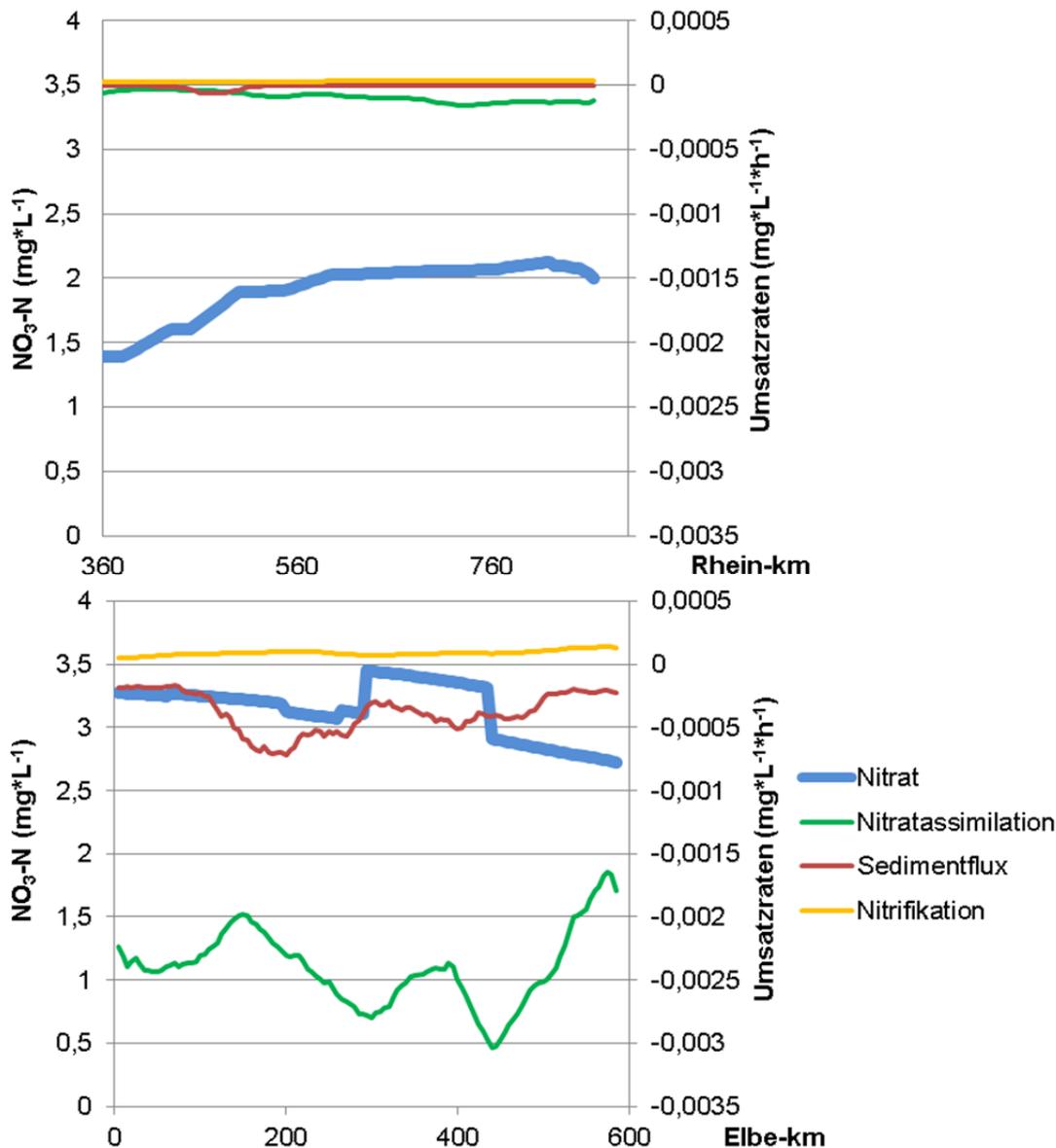


Abb. 6: Mit QSim modellierte Entwicklung des Nitratgehalts und der wichtigsten Umsatzraten entlang von Rhein (oben) und Elbe (unten) gemittelt von April bis Oktober 2008.

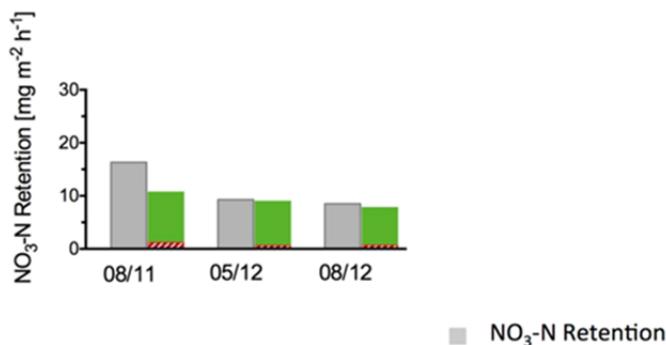
Positive Raten zeigen eine Erhöhung der Nitratkonzentrationen in der Wassersäule an, negative Raten entsprechend eine Verringerung. Die Aktivität bakterieller Nitrifikanten in der Wassersäule führt zu einem Anstieg des Nitratgehaltes durch die Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat. Die Modellergebnisse zeigen einen geringen Anstieg der Nitratkonzentrationen durch diese Nitrifikation und eine geringe Verringerung durch Sedimentation.

Der Nitratflux ins Sediment umfasst die benthische Denitrifikation und Nitrifikation. Dieser Sedimentflux war im Rhein mit Werten um $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ vernachlässigbar, während in der Elbe im Mittel ein Nitratverlust ans Sediment von $0,0004 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ berechnet wurde. Der größte Unterschied zwischen Rhein und Elbe zeigt sich bei dem modellierten Nitratumsatz durch Algen. Es wurde parallel zu den hohen Algengehalten in der Elbe eine deutlich größere Nitratassimilation als im Rhein mit einem Mittelwert von $0,0024 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ berechnet (Abbildung 6).

Um den von QSim berechneten Nitratumsatz durch Algen und die benthische Denitrifikation zu validieren, wurden die Modellergebnisse mit Stoffbilanzen auf der Basis von Messwerten verglichen. Die Stoffbilanz wurde für drei fließzeitkonforme Messkampagnen von Elbe-km 0 bis Elbe-km 585 erstellt (RITZ & FISCHER 2014). Hierfür wurden die Nährstofffrachten (Konzentration \times Abfluss) der jeweils letzten Elbe-Messstelle (Elbe-km 581 ± 2) mit einem theoretischen Frachtwert verglichen, der sich aus der reinen Addition des Startwertes (Stofffracht bei Elbe km 4) mit den auf der Fließstrecke hinzukommenden Stofffrachten der Nebenflüsse und Kläranlagen ergibt. Vorausgesetzt, es wurden auf diese Weise alle signifikanten Einträge auf der Fließstrecke berücksichtigt, entspricht die Differenz zwischen dem errechneten Summenwert und der tatsächlichen Konzentration stromabwärts dem gewässer-internen Umsatz.

Für die ausgewählten Zeiträume 2011 und 2012 wird nach den Modellierungen mit QSim die Nitratretention in der Elbe fast ausschließlich durch die Nitratassimilation durch Algen verursacht (Abbildung 7).

(A) Modellergebnisse



(B) Ergebnisse Stoffbilanz

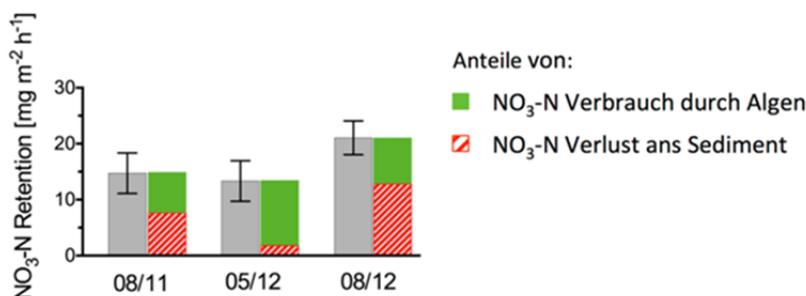


Abb. 7: Vergleich von Modellergebnissen und Stoffbilanzen zur Nitratretention in der Elbe an ausgewählten Zeitpunkten (RITZ & FISCHER 2016).

Die Ergebnisse auf Basis der Stoffbilanzen zeigen jedoch, dass die Nitratretention neben der Aufnahme durch Algen deutlich durch benthische Denitrifikation geprägt wird. Das durch die Denitrifikation gebildete N_2 wird aus der Elbe durch anschließenden Austausch mit der Atmosphäre dauerhaft entfernt. Entsprechend findet durch die Denitrifikation eine Abnahme sowohl der DIN- als auch TN-Gehalte statt. Diese Retention sieht man bei den Messwerten, aber nicht bei den modellierten Werten der Stickstoffverbindungen entlang der Elbe 2008 (Abbildung 4). Die Ergebnisse zeigen, dass der Stickstoffbaustein in QSim die Stickstoffretention derzeit unterschätzt. Dies liegt wahrscheinlich an einer Unterschätzung der Denitrifikation. Die Nitratretention durch Algen wird hingegen von QSim gut abgebildet.

4. Schlussfolgerungen

Die vorgestellte modellgestützte Analyse der Nährstoffbilanzen entlang des Rheins und der Elbe zeigt den Einfluss verschiedener Prozesse auf den Nährstoffhaushalt. Durch die Betrachtung der einzelnen an der Nährstoffretention beteiligten Prozesse wie Algenwachstum und Denitrifikation werden die Unterschiede zwischen beiden Gewässern deutlich. Während der Rhein durch Transportprozesse geprägt wird, treten in der Elbe hohe biologische Umsatzraten durch Algenwachstum und bakterielle Denitrifikation auf. Diese führen zu einer starken Retention von Gesamt-N, DIN und DIP in der Elbe. Durch die Kombination von Messwerten, Stoffbilanzen und Gütemodellierungen können die unterschiedlichen Prozesse der Nährstoffretention auch ohne deren direkte Messung quantitativ untersucht werden.

Danksagung

Ein Teil der Ergebnisse stammen aus dem Forschungsprogramm KLIWAS „Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen“ (www.kliwas.de), das durch das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)* finanziert wurde. Frau S. Ritz wurde durch die BMBF-Projekte NITROLIMIT I und II gefördert (www.nitrolimit.de).

* Seit 12/2013 Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).

Literatur

- BfG (2012): QSim - das Gewässergütemodell der BfG. 4 S.. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. DOI: 10.5675/BfG_QSim.
- HARDENBICKER, P., BECKER, A. & H. FISCHER (2014): Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.02. KLIWAS-49/2014. BfG, Koblenz. DOI: 10.5675/Kliwas_49/2014_5.02 URL:http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas_49_2014_5.02.pdf
- HEIN, B., VIERGUTZ, C., WYRWA, J., KIRCHESCH, V. & A. SCHÖL (2014): Modelling the Impact of Climate Change on Phytoplankton Dynamics and the Oxygen Budget of the Elbe River and Estuary (Germany). IN: LEHFELDT, R. & R. KOPMANN (eds). ICHE 2014, p. 1035-1042. Hamburg - Bundesanstalt für Wasserbau ISBN 978-3-939230-32-8.
- IKSR (2015): Das Phytoplankton des Rheins 2012. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Bericht 224. 30 S. Koblenz.

- KIRCHESCH, V. & A. SCHÖL (1999): Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 43. S. 302–308.
- OPPERMANN, R., SCHUMACHER, F. & V. KIRCHESCH (2015): HYDRAX: Ein hydrodynamisches 1-D Modell. *Mathematisches Modell und Datenschnittstellen*. BfG-1872. 54 S. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz. DOI: 10.5675/HYDRAX.
- QUIEL, K., BECKER, A., KIRCHESCH, V., SCHÖL, A. & H. FISCHER (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Reg Environ Change* 11: 405–421.
- RITZ, S. & H. FISCHER (2014): Abschätzung des N-Umsatzes in der Elbe über „Open Channel“ Methoden. S. 105–114. In: NITROLIMIT – Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 208 Seiten.
- RITZ, S. & H. FISCHER (2016): Modellierung des Stickstoffumsatzes mit dem Gewässergütemodell QSim. S. 40 – 44. IN: NITROLIMIT – Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Jahresbericht 2015 des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT II. BTU Cottbus-Senftenberg. Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 93 Seiten.

Wasserhaushalt und Salzdynamik eines küstennahen Niedermooses im Grenzbereich zwischen Binnenland und Ostsee unter sich ändernden Bedingungen

Konrad Miegel, Benny Selle, Thomas Gräff, Marc Walther, Thomas Salzmann,
Leonore Behr, Sascha Oswald und Axel Bronstert

Zusammenfassung

Durch Dünendeichbau und Entwässerung ist das hydrologische Regime küstennaher Niedermoore an der Ostsee grundlegend verändert worden. Das hier untersuchte Niedermoor nordöstlich von Rostock wird darüber hinaus seit 2009 durch Einstau und Einstellung der Dünenunterhaltung renaturiert. Die Analyse des stark saisonal geprägten Prozessgeschehens und die Bilanzierung der Wasserflüsse über die Systemgrenzen hinweg führt zu der Erkenntnis, dass der unterirdische Austausch mit der Ostsee vernachlässigbar klein ist und der Grundwasserzustrom aus dem bewaldeten Einzugsgebiet nur ca. 16 % des Gebietsabflusses, der binnenseitig erfolgt, ausmacht. 84 % des Abflusses werden oberflächennah gebildet. Das Grabensystem der Niederung erfüllt trotz Überstau nach wie vor seine Entwässerungsfunktion. Der Versalzung durch eine Sturmflut im Jahr 1995 folgte die Aussüßung des Torfkörpers, die in der Fläche, d.h. zwischen den Gräben, noch nicht vollständig abgeschlossen ist.

1. Einleitung

Küstennahe Niedermoore wie das Naturschutzgebiet „Hütelmoor und Heiligensee“ (NSG) bei Rostock gehören zu den prägenden Landschaftselementen entlang der deutschen Ostseeküste. Ihre Nutzungsgeschichte zeichnet sich durch einen ständigen Wandel aus. Schon vor Jahrhunderten wurde begonnen, sie durch Entwässerungssysteme, die immer wieder ausgebaut und erweitert worden sind, nutzbar zu machen. Der Dünenbau hat spätestens im 20. Jahrhundert zu ihrer nahezu vollständigen Abriegelung gegenüber der Ostsee geführt. Mit solchen Eingriffen hat sich immer wieder auch ihr hydrologisches Regime verändert. Während sie sich unter natürlichen Bedingungen durch einen intensiven Austausch mit der Ostsee auszeichnen, kommt es jetzt nur noch selten bei Dünendurchbrüchen zur Überflutung durch die Ostsee.

Das hier untersuchte NSG gehört zu den Niedermooren, die sich durch Renaturierung erneut in einem Umbruch befinden. Es hat Pilotcharakter, um die damit verbundenen hydrologischen Veränderungen unter dem Einfluss von Meeresspiegelanstieg und Klimawandel zu studieren. Der Rückbau seines Schöpfwerkes ab Beginn der 90-iger Jahre und noch mehr der Bau einer Sohlschwelle am Gebietsauslass 2009 gingen mit der Wiedervernässung des Gebietes einher. Die Aufgabe der Dünenunterhaltung hat bereits jetzt zum teilweisen Abtrag der Düne bei Sturmfluten geführt, so dass bei der nächsten schweren Sturmflut mit einem Durchbruch gerechnet werden muss. Die letzte Sturmflut, die zu einem Dünendurchbruch und zur Versalzung des Niedermooses geführt hat, ereignete sich im November 1995.

Das Ziel unserer Untersuchungen im NSG besteht darin, die Grundmuster seines hydrologischen Verhaltens und seine Austauschprozesse mit der Ostsee zu identifizieren. Dies erfolgt auf der Grundlage kontinuierlicher Messungen zu Grundwasserständen und elektrischen Leitfähigkeiten im Moorkörper, die seit 2009 durchgeführt werden, sowie von meteorologischen und Durchflussmessungen. Gegenstand des Beitrags ist eine Systemanalyse und die Bilanzierung der Wasserflüsse über die Systemgrenzen hinweg (Niederschlag, Verdunstung, Zuflüsse aus den angrenzenden Teilen des Einzugsgebietes, unterirdischer Austausch mit der Ostsee, oberirdischer Gebietsabfluss). Die episodische Versalzung des Untersuchungs-

gebietes im Verlauf von Sturmfluten mit Dünendurchbruch, die wie ein natürliches Tracerexperiment aufgefasst werden kann, bietet daneben die Möglichkeit, das spezifische Prozessgeschehen innerhalb der Niederung (vertikaler Austausch durch Niederschlag, Verdunstung und aufsteigendes Grundwasser, laterale Transporte, Austausch mit den Gräben) schärfer als sonst möglich zu identifizieren. Darüber hinaus soll die Aussüßung des Moorkörpers zwischen Ereignissen mit Eintrag von Salzwasser und die saisonalen und räumlichen Muster, geprägt durch das Entwässerungssystem der Niederung, eingegangen werden. Aus Gründen des Umfangs ist es nicht möglich, das Gebiet detailliert und umfassend zu beschreiben, siehe deshalb DAHMS (1991) und BOHNE & BOHNE (2008). Auch auf die Datengrundlagen, Analyseergebnisse und die Quantifizierung einzelner Bilanzgrößen kann hier nicht detailliert, sondern nur grundsätzlich eingegangen werden. Dies machen wir ausgehend von Hypothesen, die näher besprochen werden. Umfassendere Darstellungen sind bei MIEGEL et al. (2016) und SELLE et al. (2016) zu finden.

2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes und Messeinrichtungen

Das Küstenniedermoor des NSG „Hütelmoor und Heiligensee“ ist wenige Kilometer nordöstlich von Rostock gelegen (Abbildung 1). Es ist natürlich von ca. zwei Meter ansteigendem Gelände halbkreisförmig begrenzt. Sein bewaldetes oberirdisches Einzugsgebiet (EZG), das wegen des Einflusses oberflächennahen Grundwassers wie die Niederung selbst durch ein vermaschtes System aus Entwässerungsgräben durchzogen ist, gehört zum Waldgebiet der Rostocker Heide. Sein unterirdisches EZG geht weit über dessen Wasserscheide hinaus, wobei die Grundwasserströmung annähernd senkrecht auf die Küste zugerichtet ist. Das oberirdische EZG setzt sich aus den Teilgebieten mehrerer Vorfluter zusammen, mit dem größten Teilgebiet des Sandfurtsbaches im Süden. Der binnenseitige Abfluss erfolgt heute über eine Sohlschwelle in den künstlichen Prahmgraben, der über den Radelsee in den Breitling entwässert. Der Breitling ist eine Aufweitung der Warnow vor ihrem Übergang in die Ostsee. Durch wasserbauliche Eingriffe entwässert der Sandfurtsbach seit einigen Jahren unterhalb der Sohlschwelle in den Prahmgraben, so dass er durch den Pegel an der Sohlschwelle nicht erfasst wird. Damit beträgt das EZG an der Sohlschwelle 753,6 ha mit einem Flächenanteil der Niederung von 326,2 ha.

Das Klima ist v. a. durch Winde aus westlichen bis nördlichen Richtungen maritim geprägt. Nach HURTIG (1957) gehört das Gebiet zum Nordwestmecklenburgischen Küstenbezirk des Ostseeküstenklimas. Die Niederung selbst ist windgeschützt, einhergehend mit geringeren Windgeschwindigkeiten, einer höheren Luftfeuchte und damit einem geringeren atmosphärischen Verdunstungsanspruch. Nach BOHNE & BOHNE (2008) wirkt vorrangig an Tagen mit hohem Verdunstungsanspruch ein Oaseneffekt. In der Niederung, die durch den Einstau teilweise und saisonal unterschiedlich wasserbedeckt ist, dominieren Schilfbestände, gefolgt von Strandsimse und Salzteichbimse, die allesamt salzverträglich sind. Die Untergrundverhältnisse, schematisch dargestellt in Abbildung 2, sind überwiegend durch die vertikale Folge Torfkörper, im oberen Teil besser durchlässig und teilweise stark durchwurzelt sowie im schmalen unteren Teil vererdet und als Tonmudde stauend wirkend, Sandaquifer aus verdichtetem Feinsand und Geschiebemergel bestimmt. Im nördlichen Teil, der von KOLP (1957) als Durchströmungsmoor angesprochen wird, durchzieht eine mehr als 15 m mächt-

ge Talsandrinne das Gebiet, während im südlichen Teil ein Küstenüberflutungsmoor entstanden ist (KOLP 1957) und hier der Geschiebemergel bereits in 3 m bis 4 m Tiefe ansteht. Der mesotroph-saure Moorkörper besteht aus mittel bis stark zersetzten Schilfseggentorfen, die überwiegend 1 m bis 2 m mächtig sind. In der Niederung dominiert der Bodentyp Anmoorgley und in Küstennähe Moorgley.



Abb. 1: Untersuchungsgebiet und ausgewählte Messstellen.

Insgesamt zeichnet sich das Moor nach Angaben von DAHMS (1991) durch eine große kleinräumige Variabilität maßgeblicher Gebietsmerkmale aus, wie folgende Stichworte zeigen (k_s steht für gesättigte hydraulische Leitfähigkeit):

- Schichtungsverhältnisse (u. a. Vorhandensein weiterer Muddeschichten und von Sandüberdeckungen),
- Mächtigkeit des Torfkörpers (ca. 0,2 m bis 3,0 m), seiner Schichten und des Sandaquifers (ca. 2,5 m bis 17 m),
- Heterogenität der Oberflächenbedeckung,
- heterogene Durchwurzelung des oberen Moorkörpers,
- k_s -Werte des Torfkörpers von 0,03 m/d bis 17,5 m/d (überwiegend im Bereich von 0,4 m/d bis 1,2 m/d),

- k_S -Werte des Sandaquifers gemäß oberflächennaher Sondierungen von 0,3 m/d bis 4,3 m/d (Mittelwert 1,4 m/d),
- bewegtes Mikrorelief in der Niederung mit 90 % der Geländehöhen im Bereich von – 0,3 m bis + 0,7 m HN und mit Dominanz von Geländehöhen zwischen – 0,2 m HN bis + 0,4 m HN,
- Sohlhöhen der Gräben zwischen – 0,5 m HN und – 2,05 m HN.

Das hydrologische Messprogramm besteht seit 2009 (davor, d.h. von 1987 bis 2008, siehe BOHNE & Bohne 2008) aus 23 Sensoren zur kontinuierlichen Erfassung des Wasserstands, davon 19 kombiniert mit Sensoren für die elektrische Leitfähigkeit (EC), einer meteorologischen Messstation und einer Durchflussmessstelle an der Sohlschwelle. Aufgrund naturschutzrechtlicher Auflagen ist nur alle zwei Wochen eine Begehung möglich, weshalb Messausfälle v. a. beim Niederschlag unvermeidbar sind. Deshalb nutzen wir Niederschlagsdaten der DWD-Station Rostock-Warnemünde. Deren Daten dienen daneben der Kompensation sonstiger Datenausfälle an der meteorologischen Messstation.

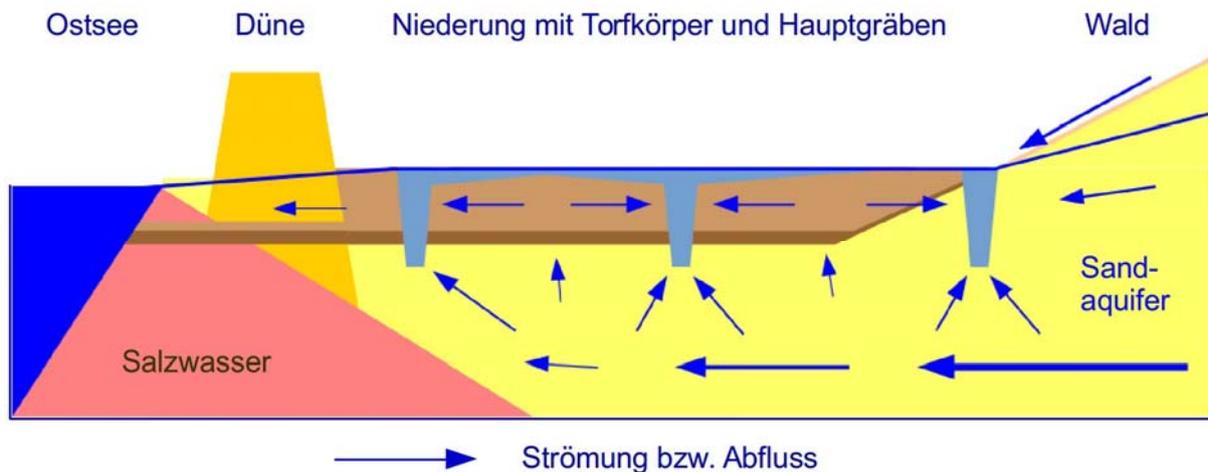


Abb. 2: Schematischer Schnitt durch die Niederung von der Ostsee bis zum Waldrand, die Farben bedeuten: braun = Torfkörper, dunkelbraun = untere Muddeschicht, gelb = Sand, graublau = Gräben und Überstau, ocker = Dünendeich, rot = unterirdisches Salzwasser.

3. Prozessgeschehen in der Niederung und ihrem bewaldeten Einzugsgebiet

Der Veranschaulichung der wichtigsten Prozesse dient Abbildung 2. Hier sind Niederschlag und Verdunstung nicht dargestellt. Da die Niederung ausgespiegelt ist und die Hauptgräben über weite Strecken in den Sandaquifer einschneiden, ist hier der horizontale Gradient extrem klein. Die Neigung der Grundwasseroberfläche außerhalb der Niederung lässt auf einen Grundwasserzustrom aus der angrenzenden Rostocker Heide und einen unterirdischen Abstrom vom Hauptgraben vor der Düne zur Ostsee schließen, die hauptsächlich im oberen Moorkörper erfolgt. Aufgrund einer vermutlich blockierenden Wirkung der Salz-/Süßwassergrenze, der stauenden Wirkung der unteren Muddeschicht des Moorkörpers und typischen Strömungsmustern unter Entwässerungssystemen folgend gehen wir davon aus, dass das im Sandaquifer zuströmende Grundwasser fast vollständig in das Grabensystem eintritt.

Hypothese 1: In der Fläche, d.h. zwischen den Gräben, dominieren kurzfristig vertikale Austauschprozesse und jahreszeitliche Schwankungen des Wasserstands.

In Abbildung 3 sind die saisonalen Schwankungen einzelner Messgrößen an einer Messstelle in der Mitte der Niederung zu erkennen, wobei wir zunächst das Augenmerk auf den Wasserstand legen. Niederschlag und Verdunstung erzeugen kurzfristige Fluktuationen des Wasserstands. Sie führen hier zu kaum messbaren hydraulischen Gradienten in den Flächen zwischen den Gräben, so dass der laterale Austausch zwischen Moorkörper und Gräben extrem schwach ist (s. auch BOHNE & BOHNE 2008). Oberirdisch ist dort, wo das Niedermoor überstaut ist, wegen der Ausspiegelung der Niederung und der Rauigkeit des Schilfbestandes gleichfalls von schwachen Strömungen auszugehen.



Abb. 3: 2-jährige Ganglinien von Wasserstand (in m HN), elektrischer Leitfähigkeit (EC in mS/cm) und Grasreferenzverdunstung ET0 (in mm/d) an einer Messstelle in der Niederung in der Mitte zwischen zwei Gräben.

Aufgrund dessen haben saisonale Schwankungen des Wasserstands größere Bedeutung, die v.a. durch die Saisonalität der Klimatischen Wasserbilanz hervorgerufen werden. Im Sommerhalbjahr dominiert die Verdunstung, sowohl im Wald als auch in der Niederung. Es kommt zum Rückgang des oberirdischen Zuflusses aus dem bewaldeten EZG, des Wasserstands in der Niederung unter das Niveau der Sohlschwelle mit 0,40 m HN und des Abflusses über die Sohlschwelle, in den meisten Jahren bis zum Trockenfallen ab ca. 0,25 m HN. Aufgrund von Niederschlagsüberschüssen wird die Niederung im Winterhalbjahr wieder aufgefüllt, auch durch Zuflüsse aus dem Wald. Der Wasserstand übersteigt das Höhenniveau

der Sohlschwelle, so dass der Abfluss relativ kräftig anschwillt. Die Niederung wirkt so als Retentionsbecken der saisonalen Abflussdynamik.

Hypothese 2: Der unterirdische Austausch mit der Ostsee ist gemessen am Abfluss des Gebietes bilanzbezogen vernachlässigbar

Für einen unterirdischen Abstrom von Süßwasser aus dem NSG zur Ostsee kommen prinzipiell zwei Fließwege in Betracht, d.h. ein Abstrom im Sandaquifer unterhalb des Torfkörpers sowie ein Abstrom im besser durchlässigen oberen Moorkörper mit einer Mächtigkeit von durchschnittlich ca. 0,8 m (Abbildung 2). Es ist davon auszugehen, dass im Sandaquifer wenig Wasser bis zur Ostsee gelangt. Ursache dafür sind sehr kleine Fließgeschwindigkeiten, die mögliche Wirkung einer Salz-/Süßwassergrenze als Barriere und das hydraulisch bedingte Aufsteigen des Grundwassers in die Gräben, die im Kontakt mit dem Sandaquifer stehen. Erste Modellierungsversuche, die hier noch nicht vorgestellt werden können, stützen diese Hypothese.

Die Strömung im Torfkörper schätzen wir mit mittleren Wasserständen der Ostsee und des Hauptgrabens vor der Düne im Jahr 2014 bei einer Strömungsbreite von 3.000 m ab. Der hydraulische Gradient beträgt mit dem kleinsten Abstand des Grabens zur Ostsee 0,004. Mit einem repräsentativen Wert $k_s = 0,4$ m/d im Bereich vor der Düne (DAHMS 1991) ergibt sich anhand des DARCY-Gesetzes ein Abfluss von 0,044 L/s bzw. auf die Größe des EZG bezogen von ca. 0,2 mm. Bezogen auf den Strömungsquerschnitt entspricht dies $1,6$ L/(m² * d). SCHLÜTER et al. (2004) ermittelten bei einer Studie an der westlichen Ostsee $1,0$ L/(m² * d).

Hypothese 3: Im Einzugsgebiet dominiert insgesamt die oberflächennahe über die unterirdische Abflussbildung

Ähnlich wie zuvor lässt sich der unterirdische Grundwasserzustrom zur Niederung im Sandaquifer berechnen. Der hydraulischen Gradient beträgt ca. 0,002, die mittlere Mächtigkeit 9,8 m und die Strömungsbreite ca. 4.400 m. Wir gehen hier von einer Spanne der k_s -Werte von 1,2 m/d bis 4,3 m/d aus (Abschnitt 2). Es ergibt sich ein mittlerer Grundwasserzustrom von 1,2 L/s bzw. maximal 4,3 L/s, was 5 mm bzw. 18 mm entspricht. Sein Anteil am Gebietsabfluss (Abschnitt 4) beträgt damit maximal ca. 16 %. Damit wären mindestens 84 % des Gebietsabflusses als oberflächennahe Abflussbildung bzw. als langsamer Direktabfluss anzusprechen, die sowohl in der Niederung selbst, d.h. mit knapp 40 % des Gebietsabflusses, als auch im angrenzenden Waldgebiet stattfindet. Geht man näherungsweise davon aus, dass der Grundwasserzustrom zur Niederung vollständig dem bewaldeten Teileinzugsgebiet entstammt, dann beträgt die Grundwasserneubildung maximal 33 mm.

In einem Waldgebiet mit sandigem Lockergestein und geringem Geländegefälle mag diese Aussage überraschen. Mit den oben angegebenen Parametern ergibt sich jedoch eine maximale Fließgeschwindigkeit von 3,1 m/a. Der Grundwasserleiter ist folglich bei Weitem nicht in der Lage, den klimatischen Niederschlagsüberschuss der Niederung überwiegend unterirdisch zuzuführen. Das führt im Waldgebiet v. a. am Ende des Winters vielerorts dazu, dass das GW bis an die Geländeoberfläche stößt. Eine Waldwirtschaft ist deshalb ohne Entwässerung nicht möglich, wovon dichte Grabennetze zeugen.

Hypothese 4: Bei Dünendurchbrüchen der Ostsee kommt es zur Versalzung des Torfkörpers und nachfolgend zum allmählichen Aussüßen

Der letzte Dünendurchbruch durch eine Sturmflut hat am 3./4. November 1995 stattgefunden. Er hat zur Versalzung des Torfkörpers mit einer elektrischen Leitfähigkeit (EC) von ca. 18 mS/cm geführt, die in diesem Bereich für das Ostseewasser typisch ist. Nachfolgend konnten wir eine kontinuierliche Abnahme von EC beobachten, die Beleg für ein allmähliches Aussüßen und in Abbildung 3 nur andeutungsweise zu erkennen ist. Dabei sind jedoch deutliche Unterschiede zwischen Messstellen in der Fläche, mittig zwischen den Gräben, und in Grabennähe festzustellen. An einer Messstelle in Grabennähe ist die Aussüßung mit Werten $EC < 2$ mS/cm bereits 2014 weitgehend abgeschlossen, während an einer Messstelle in der Fläche im selben Jahr noch Werte um 8 mS/cm beobachtet werden konnten.

In der Fläche führen wir die Aussüßung auf den jährlichen Niederschlagsüberschuss und auf einen langsamen Grundwasserzutritt durch die Muddeschicht des Moorkörpers zurück. In Grabennähe findet offensichtlich zusätzlich ein stärkerer Austausch mit den Gräben selbst statt, die durch die Waldvorfluter mit Süßwasser gespeist werden. Auch könnte hier der bevorzugte Zutritt des Grundwassers aus dem Sandaquifer eine Rolle spielen. Ohne zusätzliche Untersuchungen zur Identifikation der Verdünnungsmechanismen bleiben diese Aussagen jedoch hypothetisch. Dies führt dazu, dass die mathematische Beschreibung der Verdünnung nur rein konzeptionell möglich ist. Durch Anwendung eines Speicher-Durchfluss-Modells mit dem Dispersionsmodell als Wichtungsfunktion (DVWK 1995) ist eine gute Anpassung an den beobachteten Rückgang von EC möglich. Die mittleren Verweilzeiten betragen demnach an der Messstelle in Grabennähe ca. 8 a und an der Messstelle in der Fläche ca. 17 a. Hier wird das Aussüßen insgesamt noch mehr als 10 Jahre andauern. Ausgehend von einem Wasservorrat im oberen besser durchlässigen Torfkörper von 400 mm würde der mittlere jährliche Durchsatz ca. 50 mm bzw. knapp 25 mm betragen. Diese Angaben sind jedoch sehr unsicher. Sie deuten lediglich auf die Größenordnung hin.

Hypothese 5: Der Trend des Aussüßens wird durch ein saisonales, sinusoidales Schwankungsverhalten überlagert

Abbildung 3 lässt erkennen, dass der Rückgang der Salzkonzentration durch einen jahreszeitlichen Zyklus überlagert ist, wobei an der dargestellten Messstelle in der Fläche die saisonale Spannweite mit grob geschätzt 4 mS/cm spürbar größer ist als der trendbedingte Rückgang (ca. 1 mS/cm und Jahr), der jedoch von der mittleren Verweilzeit abhängt. Die Konzentrationszunahme im Sommer korrespondiert mit der Grasreferenzverdunstung. Sie kann folglich mit dem Wasserentzug durch Verdunstung erklärt werden. Die Konzentrationsabnahme im Winter bedeutet Verdünnung durch die gleichen Einflüsse wie oben bei der Diskussion zu den Trends vermutet. Da der Rückgang bereits im Spätherbst weitestgehend abgeschlossen ist, könnten dichtebedingte Strömungen durch Abkühlung eine mögliche Ursache sein. Dichteunterschiede werden daneben durch unterschiedliche Salzkonzentrationen hervorgerufen. In Grabennähe sind die saisonalen Schwankungen kleiner. Hier kommt wie oben vermerkt zum vertikalen Austausch der laterale Austausch mit den Gräben hinzu, der die Schwankungen dämpft.

Hypothese 6: Das Grabensystem erfüllt trotz Renaturierung, d.h. Überstau nach wie vor seine Entwässerungsfunktion.

Diese wichtige Erkenntnis wird bereits durch die Vorbetrachtungen belegt, verdient hier aber als Hypothese noch einmal Hervorhebung.

Hypothese 7: Hohe Wasserstände der Ostsee führen zu einem rückwärtigen Einströmen von Salzwasser über den Breitling und die Sohlschwelle in das Gebiet

Nur kurz sei hier auf einzelne Ereignisse verwiesen, bei denen durch Ostseehochwasser der Wasserstand im Unterwasser der Sohlschwelle größer ist als oberhalb. Eine Rückströmung in das Gebiet ist die Folge, wie sich auch an EC-Werten im Oberwasser nachweisen lässt, die der Salzkonzentration von Ostseewasser entsprechen. Ob schwere Sturmfluten für den Wasser- und Salzhaushalt der Niederung bedeutsam sind, bedarf weiterführender Analysen.

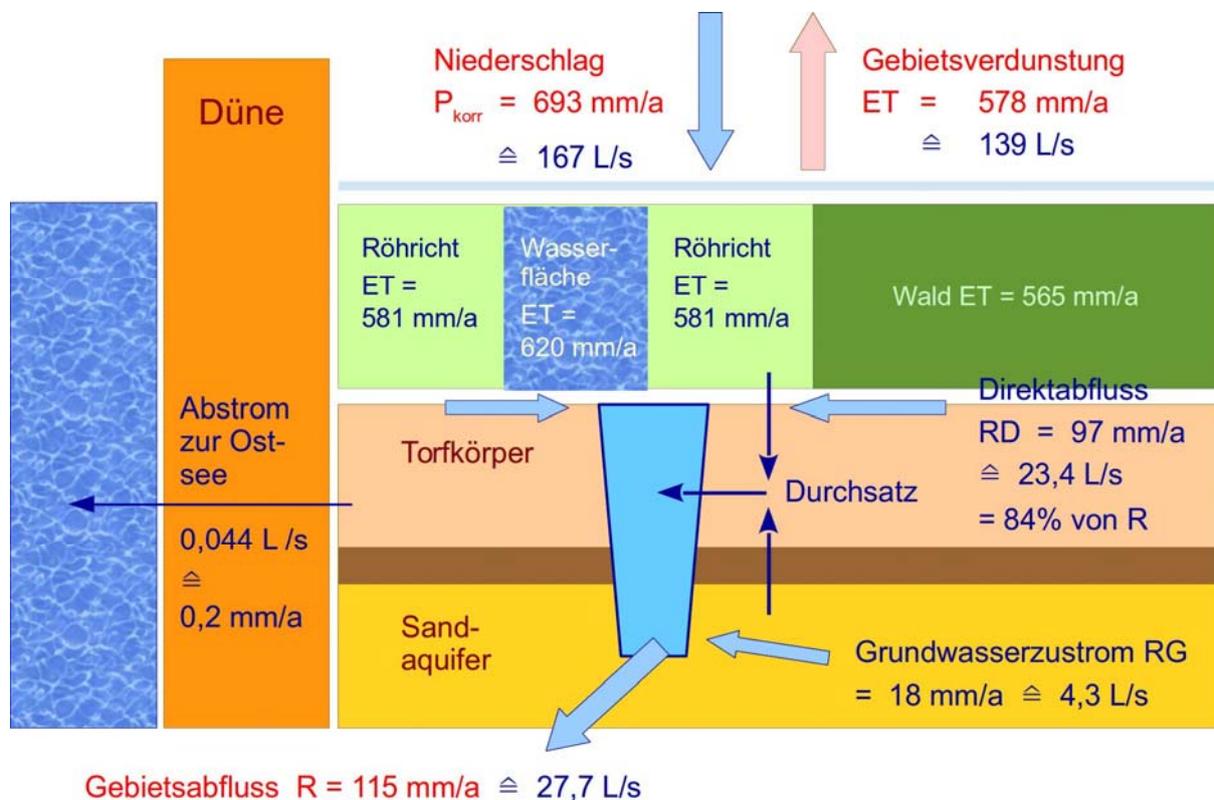


Abb. 4: Schematische Veranschaulichung wichtiger Bilanzgrößen des Wasserhaushalts.

4. Bilanzierung des Wasserhaushalts und Vergleich mit Abflussmessungen

Bei der Bilanzierung mittlerer Jahreswerte des Wasserhaushalts der Niederung unterscheiden wir zwischen Flächenanteilen von Wald (415 ha), Einstau mit Wasser (102 ha) und Röhricht (237 ha), wobei sich die letzten beiden Flächenanteile der Niederung wegen saisonaler Schwankungen des Wasserstands schwer bestimmen lassen. Die jeweiligen Werte der mittleren Jahresverdunstung (siehe MIEGEL et al 2016) sind in Abbildung 4 ausgewiesen. Es ergibt sich ein Gebietswert von $ET = 578 \text{ mm/a}$. Der korrigierte Niederschlag der DWD-Station Rostock-Warnemünde beträgt $P_{\text{korr}} = 693 \text{ mm/a}$, der sehr gut mit eigenen Messungen

in Bodenniveau übereinstimmt (MIEGEL et al. 2016). Die Bilanz führt zu einem mittleren Gebietsabfluss $R = 115 \text{ mm/a}$. Zieht man davon den geschätzten Maximalwert des Grundwasserzustroms ab, verbleiben für den langsamen Direktabfluss 97 mm/a bzw. 84% (Abbildung 4).

Wegen der Unsicherheit einzelner Bilanzgrößen ist eine Überprüfung von R anhand von Messungen zum Durchfluss Q wichtig. Trotz episodischen Rückstaus durch Ostseehochwasser an der Sohlschwelle ist es uns dort gelungen, eine Abflusskurve abzuleiten und Rückstauereignisse zu identifizieren, wobei bei solchen Ereignissen $Q = 0$ gesetzt wird. Für den in Abbildung 5 dargestellten Messzeitraum, dessen mittlerer Niederschlag fast genau dem 30-jährigen Mittel entspricht, ergibt sich ein mittlerer Durchfluss von $24,4 \text{ L/s}$ bzw. umgerechnet von 101 mm/a , der relativ gut mit dem Bilanzwert übereinstimmt. Hier ist allein die unscharfe Niederschlagskorrektur zu beachten, die sich überproportional auf den Bilanzwert R auswirkt. In der Ganglinie von Q sind noch die unkorrigierten Abflussspitzen zu erkennen, die sich aus Wasserständen ergeben, die durch Rückstau stark erhöht sind.

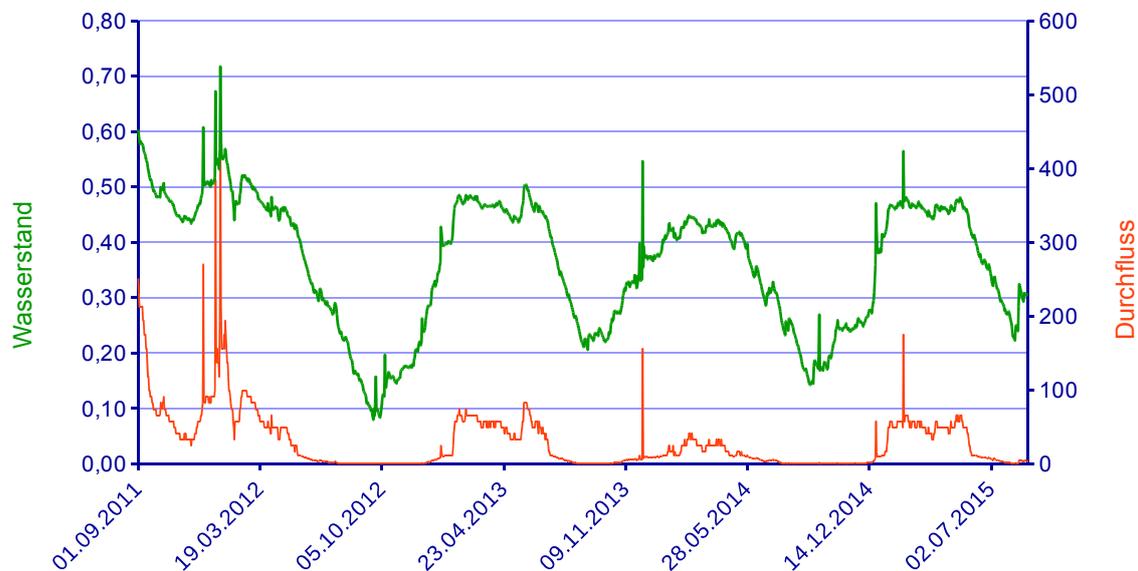


Abb. 5: Ganglinien des Wasserstands W in m HN oberhalb der Sohlschwelle und daraus berechnete Durchflüsse Q in L/s (mittlerer Durchfluss des Messzeitraums = $24,4 \text{ L/s}$)

Zusammenfassung

Mit dem vorliegenden Beitrag ist das hydrologische Prozessgeschehen in einem renaturierten küstennahen Niedermoor in seinen Grundzügen skizziert worden. Die Grundlage dafür bilden Messungen und die Bilanzierung des Wasserhaushalts, die zwar mit Unsicherheiten behaftet sind, sich aber gegenseitig stützen. Insgesamt konnte so ein plausibles hydrologisches Gesamtbild gezeichnet werden. Dazu haben die Betrachtungen zur Salzdynamik wesentlich beigetragen. Aufgrund der enormen Heterogenität des Untersuchungsgebietes und seiner schweren Fassbarkeit durch repräsentative Parameter wird eine Modellierung aller Voraussicht nach nur eingeschränkt zur Schärfung der Angaben zum Wasserhaushalt beitragen. Ihr Ziel muss es sein, das Prozessverständnis und das Bild über die räumlichen Pro-

zessmuster zu verfeinern. Die Spezifik des Gebietes erfordert entsprechende Modifikationen bewährter Modelle. Die Einbeziehung des Niedermoor-EZG ist dabei unabdingbar.

Zu betonen sind noch einmal die große Bedeutung der oberflächennahen Abflussbildung im bewaldeten Teil des EZG, die Dominanz des binnenseitigen Gebietsabflusses über den bilanzbezogen vernachlässigbaren Austausch mit der Ostsee und die trotz Überstau nach wie vor gegebene Entwässerungswirkung des Grabensystems. Die Renaturierung ist dadurch vielmehr eine biologische, als eine hydrologische, zumal die Degradation des Torfkörpers als Folge früherer Entwässerung nicht ohne Weiteres rückgängig gemacht werden kann.

Dank

Wir danken dem Deutschen Wetterdienst und dem Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund für die Bereitstellung meteorologischer Daten der Station Rostock-Warnemünde bzw. von Pegeldaten des Ostseepegels Warnemünde. V. a. bedanken wir uns bei Herrn Jörg Harmuth (Leiter des Stadtforstamtes Rostock) und Frau Angelika Stoll, dort u. a. verantwortlich für Fragen des Naturschutzes, für die Erlaubnis, experimentelle Arbeiten im NSG durchführen zu können. Herrn Andreas Bauer danken wir für die Aufbereitung von Abbildung 1.

Literatur

- BOHNE, B. & KI. BOHNE (2008): Monitoring zum Wasserhaushalt einer auf litoralem Versumpfungsmoor gewachsenen Regenmoorkalotte – Beispiel Naturschutzgebiet „Hütelmoor“ bei Rostock. In: STÜDEMANN, O. (2008): Aspekte der Geoökologie. Weißensee Verlag, Berlin: S. 313–338.
- DAHMS, P. (1991): Studie Wasserregulierung Hütelmoor. Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Fachgebiet Kulturtechnik.
- DVWK (1995): Speicher-Durchfluss-Modelle zur Bewertung des Stoffein- und Stoffaustrages in unterschiedlichen Grundwasser-Zirkulationssystemen, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., DVWK-Schriften, Heft 109, Hennef.
- HURTIG, T. (1957): Physische Geographie von Mecklenburg. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.
- KOLP, O. (1957): Die nordöstliche Heide Mecklenburgs. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.
- MIEGEL, K., GRÄFF, Th., SELLE, B., SALZMANN, Th., FRANCK, Chr. & A. BRONSTERT (2016): Untersuchung eines renaturierten Niedermooses an der deutschen Ostseeküste – Teil II: Systembeschreibung und hydrologische Grundcharakterisierung. HW 60. 2016 (eingereicht und begutachtet).
- SCHLÜTER, M., SAUTER, E. J., ANDERSEN, C. E., DAHLGAARD, H. & P. R. DANDO (2004): Spatial distribution and budget for submarine groundwater discharge in Eckernförde Bay (Western Baltic Sea). *Limnology and Oceanography* 49: 157–167.
- SELLE, B., GRÄFF, Th., SALZMANN, Th., OSWALD, S., WALTHER, M. & K. MIEGEL (2016): Untersuchung eines renaturierten Niedermooses an der deutschen Ostseeküste – Teil II: Salzdynamik und Wasserhaushalt. HW 60. 2016 (eingereicht und begutachtet).

Oberflächenwasser/Grundwasser-Interaktion – ein zentrales Element der Schweizer Wasserwirtschaft

Ronald Kozel, Marc Schürch und Michael Sinreich

1. Vorkommen und Verfügbarkeit von Grundwasser in der Schweiz

Die Schweiz ist reich an Grundwasser mit einer im Untergrund gespeicherten Grundwassermenge von rund 150 Milliarden m³ (Abbildung 1). Im Vergleich mit den anderen Wasserreserven ist dies eine bedeutende Menge. Damit steht auch langfristig eine ausreichende Ressource für die Wasserversorgung in der Schweiz, welche zu über 80 % aus Grundwasservorkommen gedeckt wird, zur Verfügung. Grundwasser wird insbesondere für die Trink- und Brauchwassergewinnung, die Bewässerung und die thermische Nutzung verwendet. Gut 10% des Grundwassers – nämlich jährlich etwa 18 Milliarden m³ – könnten nachhaltig genutzt werden (SINREICH et al. 2012). Ergiebige Grundwasservorkommen erstrecken sich in der Schweiz vor allem entlang der grossen Flüsse des Mittellandes sowie der Alpentäler, die hydraulisch eng an einander gekoppelt sind. Die gut durchlässigen Schotterkörper machen zwar nur 2,6 % der Landesfläche aus, tragen aber dank ihrer hohen Ergiebigkeit mit 36 % zur landesweiten Wasserversorgung bei. Aus Lockergesteins-Grundwasserleitern entlang der Flüsse wird Trink- und Brauchwasser in der Regel aus grossen Förderbrunnen gewonnen (BAFU 2008).

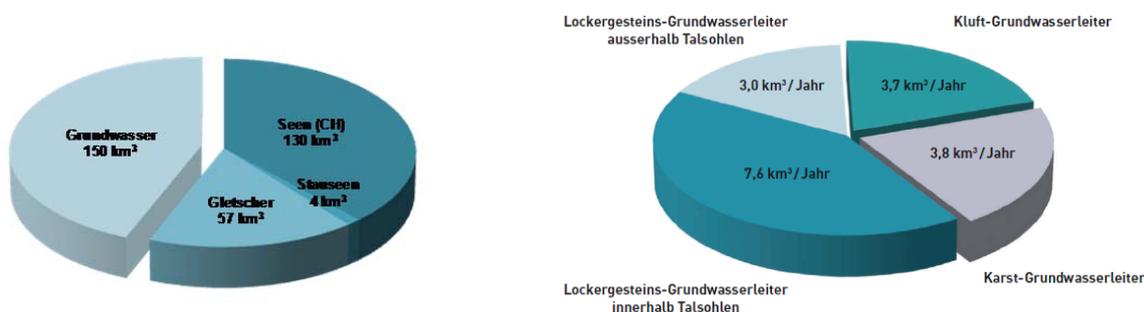


Abb. 1: Abbildung Links: Anteil des abgeschätzten Grundwasservolumens an den gesamten Wasserreserven der Schweiz. Abbildung Rechts: Anteile der Grundwasserleitertypen am nachhaltig nutzbaren Grundwasserdargebot (aus SINREICH et al. 2012).

2. Quantitative Aspekte der Oberflächen/Grundwasser-Interaktion in der Schweiz

Die Oberflächenwasser/Grundwasser-Interaktion beeinflusst sowohl die flussnahen Grundwasserleiter wie auch die Fließgewässer erheblich. Sie ist entsprechend den hydrologischen Verhältnissen unterschiedlich stark ausgeprägt, mit zeitlich und räumlich wechselnden In- bzw. Exfiltrations-Bedingungen. Entlang von Fließgewässern treten sukzessive Abschnitte mit Ex- und Infiltrationsverhältnissen auf, was häufig durch geologische Schwellen bedingt ist (vgl. Abbildung 2).

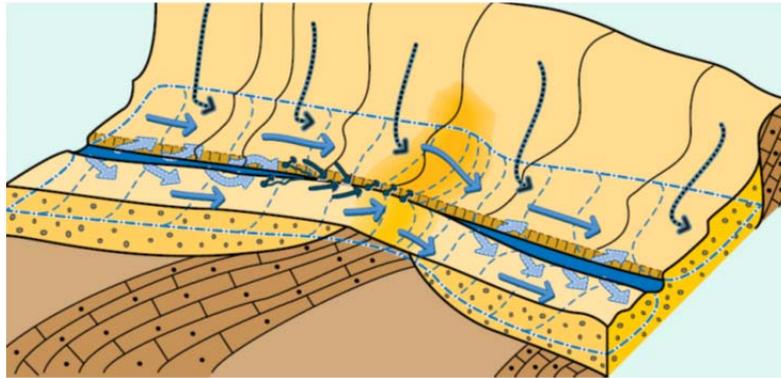


Abb. 2: Prozesse der Infiltration und Exfiltration entlang von durch Schwellen getrennten Flussabschnitten (aus HUGGENBERGER et al. 1998).

Grundwasser trägt durch Exfiltration zum Abfluss der Oberflächengewässer bei und speist diese auch während längerer Trockenperioden und bei Niedrigwasserverhältnissen. Da viele Flüsse in der Schweiz ein hoch gelegenes Teil-Einzugsgebiet besitzen, wird das alpine Abflussregime der Fließgewässer ins Mittelland verlagert und dort ins angrenzende Grundwasser übertragen. Es kann dort das standorttypische Grundwasserregime überprägen (vgl. Abbildung 3, SCHÜRCH et al. 2010).

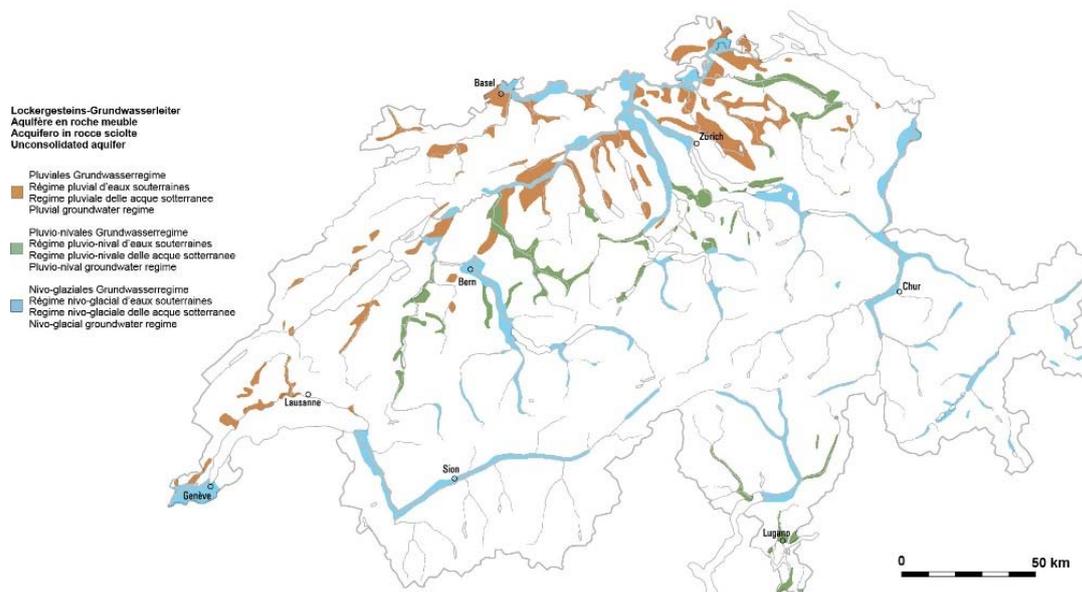


Abb. 3: Grundwasserregime in Lockergesteinen der Schweiz (nach SCHÜRCH et al. 2010).

3. Qualitative Aspekte der Oberflächen/Grundwasser-Interaktion in der Schweiz

Die Infiltration von Oberflächenwasser ist nicht nur ein wesentliches Element der Grundwasserneubildung in der Schweiz, sondern trägt infolge des guten Oberflächenwasserzustandes generell zu einer guten Grundwasserqualität bei. Schadstoffe aus dem Oberflächenwasser können aber auch, insbesondere bei flussnahen Trinkwasserfassungen, die Grundwasser-

qualität negativ beeinflussen. Die Gefahr, dass Schadstoffe ins Grundwasser eingetragen werden, ist je nach Jahreszeit und Witterungsverhältnissen (Hochwasser- bzw. Trockensituation) unterschiedlich stark ausgeprägt (SCHÜRCH et al. 2008). Bei Hochwasserereignissen können beispielsweise Oberflächengewässer mikrobiologisch und bei Niedrigwasser durch chemische Spurenstoffe belastet sein. Das Auftreten von perfluorierten Chemikalien (PFC) im Grundwasser wurde zum Beispiel im Rahmen einer Pilotstudie der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA untersucht (vgl. Abbildung 4; REINHARDT et al. 2010). Die Messstellen mit PFC-Nachweisen liegen in der Regel in der Nähe von Flüssen und das Grundwasser wird dort zu einem beträchtlichen Anteil durch die Infiltration von Flusswasser gespeist.

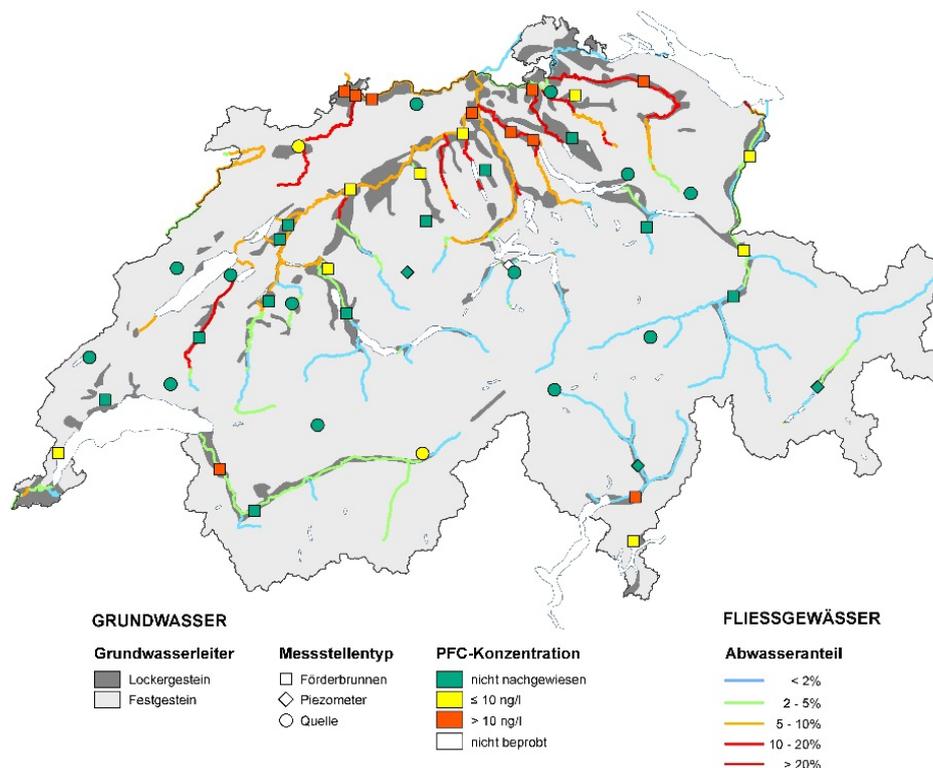


Abb. 4: PFC im Grundwasser von ausgewählten Messstellen der nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA (Maximalwert pro Messstelle 2007-2008) im Vergleich zum Abwasseranteil in verschiedenen Fließgewässern (Abflussmenge $Q_{347} > 2000$ l/s) (aus REINHARDT et al. 2010).

Auswaschungen von feinkörnigem Sedimentmaterial aus der Flusssohle bei Hochwasser aber auch künstliche Eingriffe im Rahmen von Hochwasserschutzmassnahmen und Renaturierungen können die Selbstreinigungskraft des Untergrundes zumindest temporär herabsetzen.

4. Aktuelle Forschung

Im Rahmen der Projekte CCHydro „Auswirkungen der Klimaveränderung auf die Wasserressourcen und die Gewässer in der Schweiz“ (BAFU 2012a), des Nationalen Forschungsprogramms „Nachhaltige Wassernutzung“ NFP61 (SCHMID et al. 2014) sowie projektbegleitend

der Studien der Hochwasserschutz- und Renaturierungsmassnahmen an den Flüssen Thur und Rhone wurden die Auswirkungen der Klimaänderung auf die Prozesse bei der Oberflächenwasser/Grundwasser-Interaktion untersucht (EAWAG 2004). Dabei standen Veränderungen bei Wasserquantität und Wasserqualität und insbesondere bei Niedrigwasserverhältnissen im Vordergrund. In einem der Teilprojekte des NFP61 wurden detaillierte Bilanzen für kleine unvergletscherte Einzugsgebiete erstellt (vgl. Abbildung 5; HUNKELER et al. 2014).

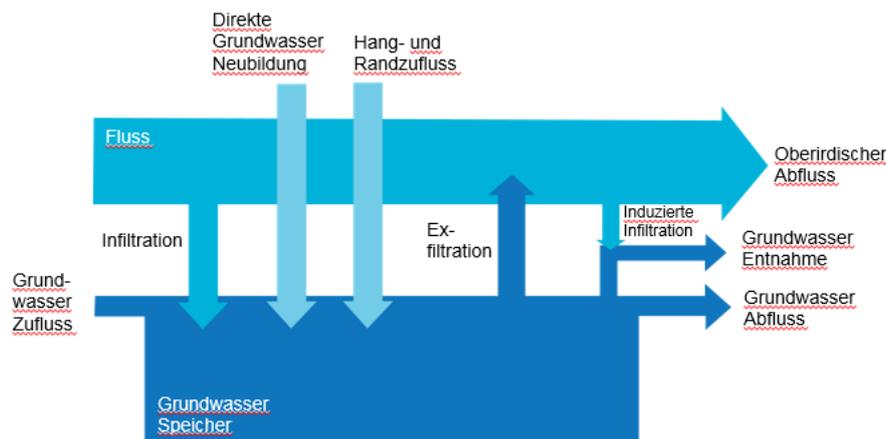


Abb.5: Schematische Wasserbilanz eines Lockergesteins-Grundwasserleiters in Interaktion mit einem Oberflächengewässer (aus HUNKELER et al. 2014).

Das laufende Projekt „Auswirkungen der Klimaänderung auf das Grundwasser und Niedrigwasserverhältnisse in der Schweiz“ hat zum Ziel, die niedrigabflussrelevanten hydro(geo)-logischen Strukturen und deren Verhalten in ausgesuchten Einzugsgebieten vertieft zu untersuchen. Anhand synthetischer Modelle mit HydroGeoSphere werden unterschiedliche Typsituationen (Gefälle, Geologie, Bodenbeschaffenheit) simuliert. Die Beurteilung der Uferfiltration erfolgt mit Hilfe von Benchmark Modellen (HBV-Modellen).

Im Rahmen des neu gegründeten National Centre für Climate Services NCCS wird der Themenschwerpunkt Hydrologische Grundlagen zum Klimawandel Hydro-CH2018 die erforderlichen hydrologischen Grundlagen für die Massnahmen zur Anpassung an den Klimawandel bereitstellen (NCCS 2016).

5. Fazit und Massnahmen

Die im Rahmen der Forschungsprojekte gewonnen Erkenntnisse tragen dazu bei, die landesweite Wasserversorgung langfristig zu sichern und Auswirkungen künstlicher Eingriffe im Flussbett, z.B. im Rahmen von Hochwasserschutz- und Revitalisierungsmassnahmen, besser beurteilen zu können.

Um die Wasserwirtschaft auf mögliche Engpässe vorzubereiten, hat der Schweizer Bundesrat im November 2012 einen Bericht (BAFU 2012b) mit Lösungsansätzen und Massnahmen für die Bewirtschaftung der Wasserressourcen gutgeheissen. Diese sollen es erlauben, lokale Knappheitssituationen kurz- wie langfristig zu bewältigen, indem Risikogebiete identifiziert und hierfür Bewirtschaftungspläne erarbeitet werden.

Literatur

- BAFU (2008): Management des Grundwassers in der Schweiz. Leitlinien des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Umwelt-Wissen 0608, Bern.
- BAFU (2012a): Auswirkungen der Klimaänderung auf Wasserressourcen und Gewässer. Synthesebericht zum Projekt „Klimaänderung und Hydrologie in der Schweiz (CCHydro)“. Umwelt-Wissen Nr.1217. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- BAFU (2012b): Umgang mit lokaler Wasserknappheit in der Schweiz. Bericht des Bundesrates zum Postulat „Wasser und Landwirtschaft. Zukünftige Herausforderungen“. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- EAWAG (2004): Rhone-Thur-Projekt. www.rhone-thur.eawag.ch
- HUGGENBERGER, P., HOEHN, E., BESCHTA, R. & WOESSNER, W. (1998): Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology. *Freshwater Biol.* 40(3): S. 407–426.
- HUNKELER, D., MÖCK, CH., KÄSER, D. & BRUNNER, PH. (2014): Klimaeinflüsse auf Grundwassermengen. *AQUA & GAS* 11/2014: S. 42–49.
- NCCS (2016): National Centre for Climate Services NCCS. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz. www.nccs.ch
- REINHARDT, M., TREMP, J., ZOLLER, O., RUPP, H. & HOEHN, E. (2010): Perfluorierte Chemikalien im Grundwasser. Grundlagen und Pilotstudie Schweiz. *Gas Wasser Abwasser* 11/2010: S. 967–978.
- SCHMID, F., WALTER, F., SCHNEIDER, F. & RIST, S. (2014): Nachhaltige Wassergouvernanz: Herausforderungen und Wege in die Zukunft. Thematische Synthese 4 im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms NFP61 „Nachhaltige Wassernutzung“, Bern. www.nfp61.ch/de
- SCHÜRCH, M., KOZEL, R. & SINREICH, M. (2008): Schadenspotenzial und Verletzlichkeit von Grundwasser. Fallbeispiele bei Hochwasser und Starkniederschlägen. *Gas Wasser Abwasser* 6/2008: S. 459–469.
- SCHÜRCH, M., KOZEL, R., BIAGGI, D. & WEINGARTNER, R. (2010): Typisierung von Grundwasserregimen in der Schweiz. Konzept und Fallbeispiele. *Gas Wasser Abwasser* 11/2010: S. 955–965.
- SINREICH, M., LÜTZENKIRCHEN, V., JEANNIN, P.-Y. & LÖW, S. (2012): Grundwasserressourcen der Schweiz. Abschätzung von Kennwerten. *AQUA & GAS* 9/2012: S. 16–28.

Modellierung der zeitlich variablen Verzahnung von Standgewässern und Grundwasser

Jörg Steidl, Steffen Gliège, Gunnar Lischeid und Christoph Merz

Zusammenfassung

Sölle sind eiszeitlich vorgeprägte abflusslose Senken in Jungmoränengebieten, in denen Wasser und Stoffe aus ihren oft landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten akkumulieren. Gleichzeitig wirken Sölle aber auch als biogeochemische Reaktoren mit sehr hohen Umsatzraten. Sind mehrere Sölle unterirdisch hydraulisch verbunden, kann der laterale Wasser- und Stofffluss aus einem Soll über beträchtliche Entfernungen und über längere Zeiträume im oberen Aquifer wirken. Dieses Verhalten wird durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst, die in der Landschaft gewöhnlich sehr heterogen verteilt sind. Zur Aufklärung der Zusammenhänge wurde mit einem numerischen Experiment der mögliche laterale Wasser- und Stoffaustausch zwischen Soll und dem umgebenden Grundwasser untersucht. Grundlage war ein stark vereinfachtes Strukturmodell in der Form eines vertikal ebenen Schnittes durch das reale Einzugsgebiet eines Solls mit verschiedenen uniformen Modellparametrisierungen der hydraulischen Sedimenteigenschaften. Unter Berücksichtigung weiterer Faktoren, wie der Mächtigkeit der wasserleitenden Deckschicht des Geschiebemergels sowie der Ausbildung der lateralen Randbedingungen, wurden insgesamt 24 Modellvarianten abgeleitet. Als numerisches Werkzeug stand das Modell HydroGeoSphere zur Verfügung, welches in der Lage ist, den Wasser- und Stoffaustausch zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser numerisch gekoppelt zu simulieren.

Für den Modellzeitraum von September 1991 bis Oktober 2014 wurden die numerischen Berechnungen der 24 Modellvarianten mit HydroGeoSphere durchgeführt und ab November 1994 hinsichtlich der Häufigkeit und Dauer der lateralen Wasseraustauschdynamik zwischen Soll und dem umgebenden Grundwasser analysiert. In ausgewählten Modellvarianten wurde anschließend ein nicht reaktiver Stoff im Bereich der Sollsohle als Tracer kontinuierlich injiziert und die numerischen Berechnungen hinsichtlich des Stofftransportes erweitert.

Es konnte gezeigt werden, dass die Simulationen der Modellvarianten die Bandbreiten der Wasserstandfluktuationen und der Wasserbewegungen im Interface zwischen Soll und Grundwasser durchaus plausibel abbilden konnten. Mittels Transportsimulation des eingebrachten Tracers konnte die Ausbreitungsdynamik der Sollwässer im oberen Aquifer analysiert und abgeleitet werden. Mit den realen, wesentlich komplexeren hydraulisch relevanten Sedimentstrukturen kann die Transportdynamik und -reichweite des Tracers deutlich gedämpfter und kürzer sein. Trotzdem ist die Beachtung dieses Wasser- und Stoffaustausches in jedem Fall anzuraten, wenn die Wasserbeschaffenheit im Interface zwischen Soll und Grundwasser zu untersuchen und deren Ursachen zu interpretieren sind.

1. Einleitung

Sölle sind eiszeitlich vorgeprägte abflusslose Senken in Jungmoränengebieten, in denen sich Wasser und damit transportierte Stoffe aus ihren oft landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten sammeln (LOGAN & RUDOLPH 1997, HAYASHI et al. 2003, KALETTKA & RUDAT 2006, GERKE et al. 2010). Bei hoher Dynamik der Wasserführung bis zum zeitweiligen Trockenfallen wirken sie als biogeochemische Hotspots mit hohen Stoffumsatzraten (LISCHEID & KALETTKA 2012, KLEEBERG et al. 2016) und interagieren mit dem Grundwasser z.B. (DERBY & KNIGHTON 2001, HAYASHI et al. 2003, PARSONS et al. 2004, STUMPP & HENDRY 2012). Sogar die hydraulische Verbindung zwischen mehreren Söllen scheint bei ausreichender Wasserleitfähigkeit der Sedimente möglich zu sein (RICHARDSON et al. 1992). Dabei kann die laterale Wasser- und Stoffabgabe aus einem Soll bis in beträchtliche Entfernungen und über längere Zeiträume im oberen Aquifer wirken. Die Quantifizierung der Austauschprozesse im Interface zwischen Soll und dem umgebenden Grundwasser ist für die Interpretation der regionalen Wasser- und Stoffdynamik von enormer Bedeutung. Möglicherweise muss die Herkunft des Grundwassers in diesem Inter-

face zu bestimmten Zeiten eher dem Soll als dem weiter entfernten Grundwasser zugeordnet werden (FERONE & DEVITO 2004, VAN DER KAMP & HAYASHI 2009, GERKE et al. 2010, HEAGLE et al. 2013). Dieses Verhalten wird durch eine Vielzahl von Faktoren, wie z.B. die hydraulischen Eigenschaften der Sedimente und deren Schichtungen beeinflusst. Sie sind in der Landschaft gewöhnlich sehr heterogen verteilt und können höchstens im Einzelfall mit vertretbarem Aufwand hinreichend untersucht werden. Daher bleibt die tatsächliche Komplexität der hydraulisch relevanten Sedimentstrukturen bei der Interpretation von Messergebnissen weitgehend unberücksichtigt (GERKE et al. 2010).

Auch wenn numerische Modelle die Realität nur vereinfacht abbilden, können Sie doch einen Beitrag zum Verständnis solcher Interaktionen und der zugrundeliegenden Prozesse liefern (SALZMANN et al. 2000, LENKOPANE et al. 2009, HOHENBRINK & LISCHIED 2014). Das vollständig integrierte hydrologische Modell HydroGeoSphere (HGS) ermöglicht eine physikalisch basierte quasi gleichzeitige Simulation der hydraulischen Prozesse in Oberflächengewässern und dem angrenzenden Grundwasser (AQUANTY 2013). Die Eignung dieses Ansatzes wurde bereits durch zahlreiche Publikationen belegt z.B. (BRUNNER et al. 2010, RUIDISCH et al. 2013, Ben ABDELGHANI et al. 2015, YIN et al. 2015).

Zur Klärung des Phänomens der wechselnden Herkunft des unterirdischen Wassers in der Nähe von Söllen wurde HGS zur numerischen Simulation der Wasser- und Stoffaustauschprozesse genutzt, um in einem numerischen Experiment anhand eines sehr stark vereinfachten Strukturmodells verschiedene Varianten der hydraulisch relevanten Systemeigenschaften sowie mögliche Bandbreiten von Effekten auf die Wasser- und Stoffaustauschprozesse zu untersuchen.

2. Methodik

Auf der Basis des Digitalen Geländemodells (DGM1) des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg und eigenen Höhenmessungen der Sollsohle wurde ein Strukturmodell in der Form eines vertikal ebenen Schnittes durch das reale Einzugsgebiet eines Solls im Einzugsgebiet des Quillows, einem Zufluss der Uecker, bis in den unterliegenden Geschiebemergel hinein abgeleitet (Abbildung 1). Der Schnitt wurde bis zu zwei benachbarten Söllen verlängert. Beide sind unterirdisch hydraulisch mit dem zentralen Soll verbunden, so dass deren Wasserstände als laterale Randbedingungen gesetzt wurden. Das Strukturmodell beschreibt den unterliegenden Geschiebemergel und dessen Deckschicht sowie deren räumliche Diskretisierung.

Die realen, sehr komplexen Systemstrukturen wurden für das numerische Experiment durch drei unterschiedliche aber uniforme Modellparametrisierungen der hydraulischen Eigenschaften der beiden Sedimentschichten (Tabelle 1) sowie unterschiedliche Mächtigkeit der Deckschicht des Geschiebemergels stark vereinfacht nachgebildet. Zusätzlich wurden die lateralen Randbedingungen zur Abschätzung ihres Einflusses statisch und dynamisch abgeleitet. Auf eine Differenzierung der Böden wurde verzichtet und die Landnutzung durch eine gleichmäßige Grasbedeckung berücksichtigt. Aus der Kombination dieser Eigenschaften entstanden schließlich 24 verschiedene Parametrisierungen des Strukturmodells, die als jeweils eine Modellvariante implementiert wurden. Die Varianten sind mit einem Kürzel aus vier Zeichen gekennzeichnet:

- 1) laterale Randbedingungen: s - zeitlich konstant und d - dynamisch,
- 2) Lage des Geschiebemergels: s - flach und d - tief,
- 3) Materialeigenschaften des Geschiebemergels: s - besser und k - schlechter durchlässig,
- 3) Materialeigenschaften der Deckschicht: S - Sand (S), L - lehmiger Sand (SI) und U - schluffiger Sand (Su).

Als numerisches Werkzeug stand HydroGeoSphere in der Version HGS Premium (08/2015) zur Verfügung. Die Modellgrundlagen und deren Implementierung sowie die Modellanwendung sind in (AQUANTY 2013) ausführlich beschrieben.

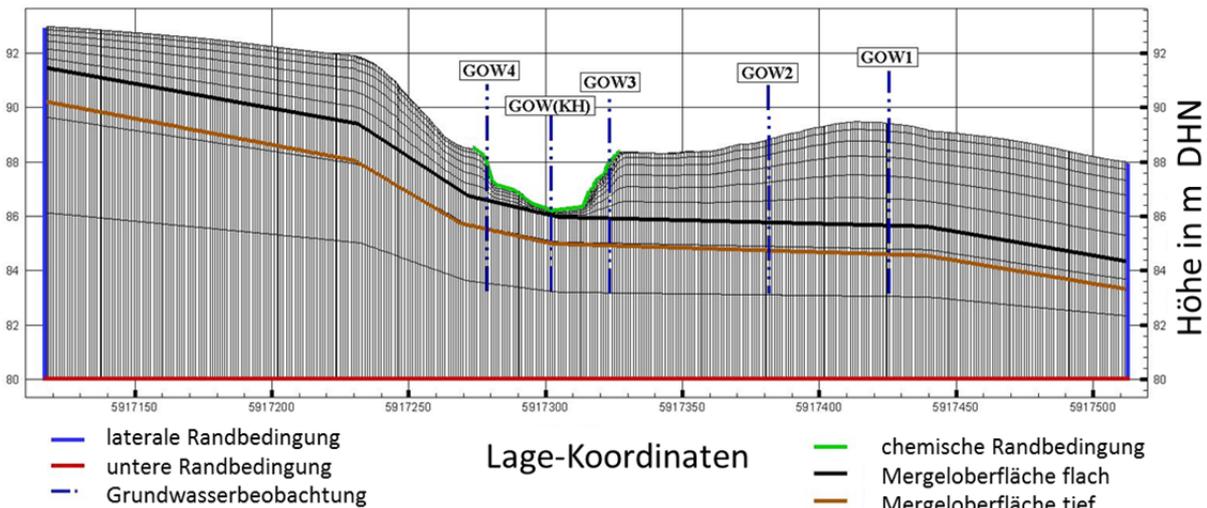


Abb. 1: Aufbau des quasi-zwei-dimensionalen Finite-Elemente-Modells mit den hydraulischen und chemischen Randbedingungen und den Oberflächen des Geschiebemergels sowie den Beobachtungspunkten.

Aus der nahe des Solls gelegenen Wetterstation Dedelow standen die meteorologischen Daten für die täglichen Niederschlagshöhen und die Berechnung der Grasreferenzverdunstung im Zeitraum von 01.09.1991 bis 31.10.2013 zur Verfügung (VERCH 2014). Die besondere klimatische Situation des Standorts wird aus der mittleren jährlichen klimatischen Wasserbilanz von -72 mm/a (Reihe: 1994/2013) deutlich. Für diese Reihe ergeben die gemessenen Niederschläge in der mittleren Jahressumme gerade einmal 495 mm/a. Eine Ursache dafür ist die orographische Lage des Standortes, der sich im Windschatten mehrerer entgegen der Hauptwindrichtung gelegenen Endmoränenzüge befindet. Die untere Randbedingung wurde als Tiefenversickerung definiert (AQUANTY 2013). Beide lateralen Randbedingungen wurden aus dem DGM1 abgeleitet und zunächst als zeitlich konstanter Wasserstand auf einer Höhe von 91 und 86 m definiert. Die Anfangswerte für die Druckhöhen in der jeweiligen Modellvariante sind zuvor mit zeitlich konstanten Werten des Niederschlages und der Grasreferenzverdunstung (Tagesmittelwerte der meteorologischen Daten vom 01.09.1991 bis 31.10.1994), den lateralen Randbedingungen sowie einer anfänglichen Druckhöhe von 87,7 m berechnet worden.

Tab. 1: Hydraulische Materialeigenschaften der Sedimente der Modellvarianten

Variante	Schicht	Name	Kisotopic	porosity	Swr	α	β
			m d-1	(-)	(-)	m-1	(-)
"...S"	obere	Sand	6,4298	0,3747	0,053	3,53	3,1798
"...L"	obere	lehmiger Sand	1,0512	0,3904	0,0485	3,47	1,7466
"...U"	obere	schluffiger Sand	0,9181	0,4086	0,0257	4,48	1,4600
"..l."	untere	Lehm	7,8E-05	0,4588	0,0982	1,5000	1,2529
"..k."	untere	Lehm	3,8E-05	0,4588	0,0982	1,5000	1,2529

Mit den beschriebenen Parametrisierungen, Randbedingungen sowie Anfangswertbelegungen entstanden die ersten 12 Modellvarianten, die mit HGS vom 01.09.1991 bis 31.10.2013 berechnet wurden. Die hydraulischen Parameter der Sedimentschichten wurden für einen Bereich kalibriert (Tabelle 1), der der Fluktuation der Wasserstände im Soll in den aus langjährigen Beobachtungen und Analysen bekannten Bereichen entsprach (LEHSTEN et al. 2011, HEAGLE et al. 2013).

Im nächsten Schritt wurden die Zeitreihen der simulierten Druckhöhen im Bereich der Einzugsgebietsgrenzen auf das Niveau der oben genannten Höhen beider lateralen Randbedingungen an die jeweilige Modellseite verschoben und als dynamische Randbedingung definiert. Damit entstanden 12 weitere Modellvarianten, die ebenfalls für den genannten Zeitraum berechnet wurden. Die Auswertung der Ergebnisse der Modellvarianten erfolgte für den Zeitraum vom 01.11.1994 bis 31.10.2013. Die Zeit bis zum 01.11.1994 benötigten die Simulationen, um die bei der vorhergehenden Abschätzung der Anfangswerte entstandenen Fehler auszugleichen.

Zuerst wurden die Ergebnisse aller Modellvarianten bezüglich der Wasserfüllung des Solls und den Wasserflüssen über die Randbedingungen hinsichtlich ihrer Plausibilität geprüft und bewertet. Schließlich wurden die täglichen Druckhöhen im Soll und dem an der rechten Seite angrenzenden Grundwasser (Abbildung 1) verglichen, um aus den Gradienten auf die täglich vorherrschenden Wasserbewegungen aus dem Soll in das Grundwasser oder umgekehrt schließen zu können. Auf dieser Basis wurde die Häufigkeit der Wasserbewegungen in die jeweilige Richtung abgeleitet. Im Weiteren konnte so die Dauer der Wasserbewegung aus der Anzahl aufeinanderfolgender Tage ohne Richtungswechsel ermittelt werden.

Anschließend wurden Modellvarianten mit extremer und mittlerer Häufigkeit der Wasserbewegungen aus dem Soll in das umgebende Grundwasser und umgekehrt ausgewählt, um einen nicht reaktiven Stoff mit einer gleichbleibenden Konzentration kontinuierlich an der Sollsohle zu injizieren. Mit diesen Varianten wurden die Modellrechnungen um den Transport dieses Stoffes erweitert. Im Ergebnis konnte die Dynamik und die räumliche Ausbreitung des Wassers aus dem Soll in dem Aquifer analysiert werden.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Kalibrierung und Prüfung der Modellvarianten

Die in allen Modellvarianten simulierten Wasserstände im Soll liegen in einer Bandbreite von 3 m (Abbildung 2). Dabei zeigen die S-Varianten („...S“, Deckschicht: Sand) mit 1,1 m die geringsten Fluktuationen. Mit 2,58 m und 2,05 m sind diese mit den SI-Varianten („...L“,

Deckschicht: lehmiger Sand) und Su-Varianten („...U“, Deckschicht: schluffiger Sand) deutlich dynamischer. Alle Wasserstände mit S-Varianten sind im Mittel höher als die der anderen Varianten. Im Fall der SI-Varianten („...L“) sind das bis zu 0,95 m und der Su-Varianten („...U“) bis zu 1,57 m. Nur mit den S-Varianten entstehen bis zu 21 cm Ausuferungen des Solls. Ein Trockenfallen des Solls ist mit allen Su-Varianten („...U“) und SI-Varianten („...L“) außer den SI-Varianten mit tiefer liegendem und geringer durchlässigem Mergel („.dkL“) aber nicht mit den S-Varianten zu verzeichnen.

Die Mittelwerte der Wasserstände sonst gleicher Varianten mit zeitlich konstanter („s...“) und dynamischer („d...“) lateraler Randbedingung liegen um 3-13 cm auseinander. Mit schwächer durchlässigem Mergel („.k.“) führt die dynamische Randbedingung immer zu etwas höheren Mittelwerten. Mit weniger durchlässigem Mergel ist das nur bei den Su-Varianten der Fall. Bei der Fokussierung auf die dynamischen lateralen Randbedingungen haben die in allen Modellvarianten simulierten Wasserstände eine Bandbreite von 2,92 m.

Mit den Varianten des tiefer gelegenen Geschiebemergels („.d.“) liegen fast alle mittleren Wasserstände um bis zu 10 cm über denen mit dem höher liegenden Geschiebemergel („.s.“). Außerdem wird die Bandbreite der Wasserstands Fluktuationen bei höheren kleinsten Wasserständen etwas reduziert.

Die deutlich höheren Wasserstände und deren geringere Fluktuationen mit den S-Varianten („...S“) gegenüber den anderen Varianten sind vor allem dem geringen Wasserspeichervermögen im Sediment geschuldet. Damit kommt weniger Wasser zur Evapotranspiration, die so nur annähernd halb so große Jahressummen erreicht wie mit den beiden anderen Sedimentvarianten (Tabelle 2). Außerdem ist die Wasserabgabe über die obere laterale Randbedingung in das System etwas größer, so das trotz der größten Wasserabgabe über die untere laterale Randbedingung aus dem System offensichtlich immer mehr Wasser im System erhalten bleibt als mit den anderen Varianten. Folgerichtig spiegeln sich die daraus resultierenden höheren Wasserstände in der Tiefenversickerung wider (Tabelle 2). Die S-Varianten erreichen dort größere Werte als die anderen Varianten. In allen Sedimentvarianten mit dem weniger durchlässigen Mergel (Varianten „.k.“) wird diese Tiefenversickerung gegenüber den Varianten mit dem durchlässigeren Mergel („.l.“) etwa halbiert. Außerdem verringern sich die Werte in beiden Mergelparametrisierungen von den S-Varianten über SI-Varianten zu den Su-Varianten.

Mit diesen Ergebnissen wird ein möglicher Bereich der Wasserstands Fluktuationen im Soll durchaus plausibel abgebildet. Bei den real wesentlich komplexeren hydraulisch relevanten Sedimentstrukturen sowie hydraulischer Eigenschaften des Geschiebemergels und seiner Deckschicht in dem hier umrissenen Rahmen kann eine Fluktuation der Wasserstände von 1 m bis 2,5 m erwartet werden. Das deckt sich mit den durch (LEHSTEN et al. 2011, HEAGLE et al. 2013) gewonnenen Erkenntnissen.

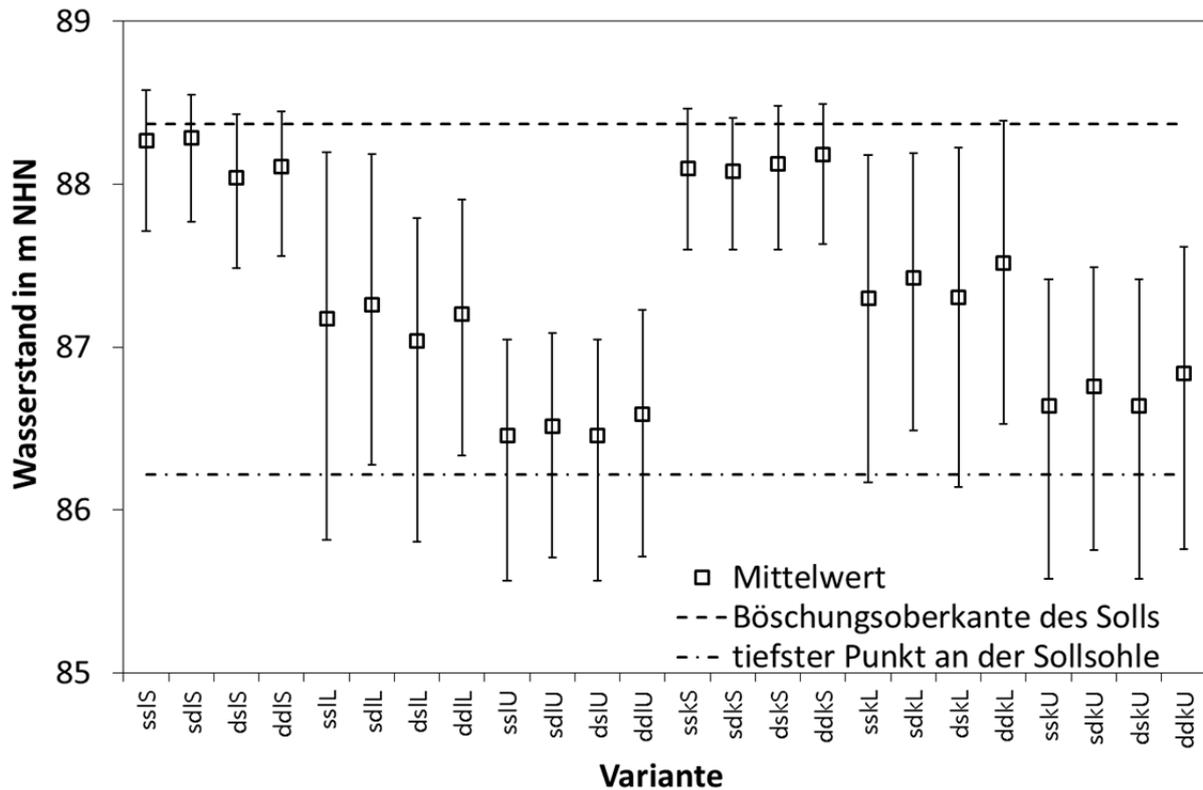


Abb. 2: Mittelwerte und Extremwerte der berechneten Sollwasserstände mit den Höhenbegrenzungen des Sollkörpers.

Tab. 2: Flüsse über die Randbedingungen in den Gruppen der Modellvarianten nach den hydraulischen Eigenschaften der Deckschicht in mm a⁻¹ (Reihe: 94/13)

Randbedingung	Variantengruppe	Minimum	Mittelwert	Maximum
Niederschlag	...S	349	495	755
	...L	349	495	755
	...U	349	495	755
Oberhalb	...S	-20	43	148
	...L	-8	5	24
	...U	0	9	30
Versickerung	...S	-96	-64	-37
	...L	-91	-60	-33
	...U	-83	-50	-25
Evapotranspiration	...S	-244	-178	-130
	...L	-506	-395	-303
	...U	-559	-442	-354
Unterhalb	...S	-472	-331	-201
	...L	-84	-54	-22
	...U	-46	-20	6

3.2 Wasseraustausch zwischen Soll und Grundwasser

Der Wasseraustausch zwischen dem Soll und dem Grundwasser gestaltete sich bei den verschiedenen Modellvarianten differenziert. Tabelle 3 fasst dazu die relativen Häufigkeiten der Tage mit Wasserbewegungen aus dem Grundwasser in das Soll und umgekehrt für drei Modellvariantengruppen hinsichtlich der hydraulischen Eigenschaften der Deckschicht zusammen. Während mit allen Su-Varianten bei mindestens 74 % der Tage im simulierten Zeitraum eine Wasserbewegung aus dem Grundwasser in das Soll angezeigt wird, ist dies mit den S-Varianten nur an maximal 5 % der Tage der Fall. Letztere Varianten zeigen jedoch an mindestens 95 % der Tage eine Wasserbewegung aus dem Soll in das Grundwasser, während dieses Bild bei zwei Su-Varianten nie und den anderen an bis zu 26 % der Tage auftritt. Die SI-Varianten liegen mit den Häufigkeiten der Wasserbewegung zwischen den S- und Su-Varianten. Eine Wasserbewegung aus dem Grundwasser in das Soll lässt sich für 42–85 % der Tage ableiten. Nur bei zwei der SI-Varianten ist die Häufigkeit der Wasserbewegung in beide Richtungen relativ ausgeglichen und nur bei einer weiteren Variante vom Soll in das Grundwasser größer.

Tab. 3: Wasserbewegung aus dem Grundwasser (GW) in das Soll (OW) und umgekehrt für die Gruppen der Modellvarianten nach den hydraulischen Eigenschaften der Deckschicht

Variantengruppe	relative Häufigkeit der Tage mit Wasserbewegungen in %		längste Dauer einer Wasserbewegung in Tagen	
	GW⇒OW	OW⇒GW	GW⇒OW	OW⇒GW
...S	1 ... 5	95 ... 99	3 ... 35	342 ... 1750
...L	42 ... 85	16 ... 58	396 .. 2175	96 .. 267
...U	74 ... 100	0 ... 26	2014 .. 6940	0 .. 232

Die Dauer einer Wasserbewegung kann bereits ein Hinweis auf die Intensität und die Reichweite des Oberflächenwassers aus dem Soll in das Grundwasser hinein sein. Mit den SI- und Su-Varianten liegt die maximale Dauer einer Wasserbewegung aus dem Soll in das Grundwasser immer unter 300 Tagen, wobei diese Dauern mit den Su-Varianten etwas geringer ausfallen als mit den SI-Varianten. Deutlich länger dauert die Wasserbewegung aus dem Grundwasser in das Soll hinein mit den SI-Varianten und noch länger mit den Su-Varianten. Die S-Varianten zeigen hingegen bei Häufigkeit und Dauer der Wasserbewegung eine deutliche laterale Abflussrichtung aus dem Soll in das Grundwasser hinein an, die im Grundwasser auch über größere Entfernungen eine Wirkung haben könnte. Eine solche Wasserbewegung kann nur bei ausreichender Wasserleitfähigkeit der Sedimente in einer Deckschicht über dem Geschiebemergel deutlich ausgeprägt sein und möglicherweise auch weit in das Grundwasser hinein wirken. Bei den realen, wesentlich komplexeren hydraulisch relevanten Sedimentstrukturen, sind solche Konstellationen, die durchaus sehr kleinräumig auftreten können, bereits nachgewiesen worden (GERKE et al. 2010).

3.3 Stofftransport im Aquifer

Ergebnisse zur Simulation des Transports eines im Sollboden als Tracer injizierten nicht reaktiven Stoffs sind in Auszügen für die Modellvarianten „ddIS“ und „dslU“ in Abbildung 3 dargestellt. Es wird deutlich, dass der Tracer unter den dafür geeigneten Bedingungen durchaus über größere Entfernungen im Aquifer lateral transportiert wird.

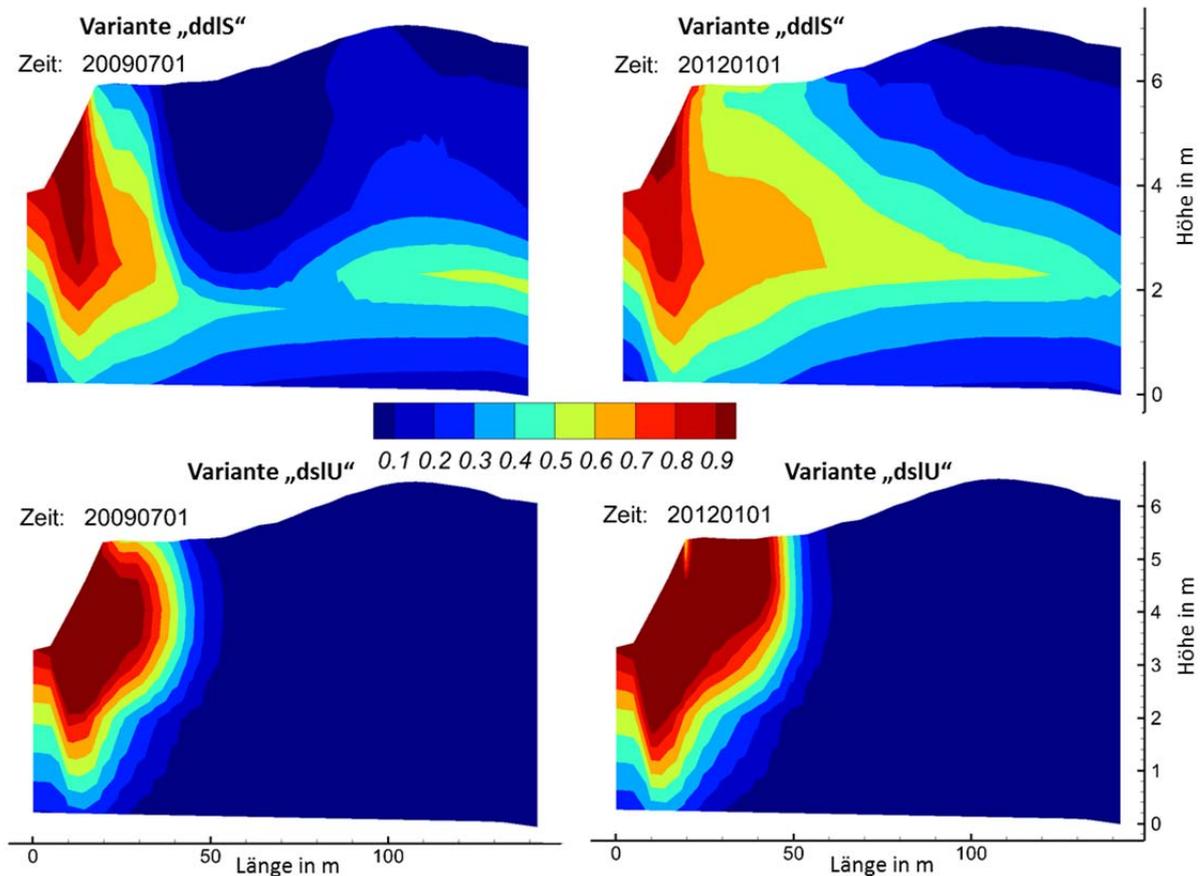


Abb. 3: Räumliche Verteilung der Konzentrationen des injizierten nicht reaktiven Stoffes im Aquifer an zwei Zeitpunkten der Simulation mit den Modellvarianten „ddIS“: Sand auf tiefem Mergel sowie „dslU“: schluffiger Sand auf flachem Mergel, beide mit durchlässigerem Mergel und dynamischen lateralen Randbedingungen (Länge 0 m ist die Position der Wasserstandsbeobachtung GOW(KH) im Soll, s. Abbildung 1).

In niederschlagsärmeren Perioden mit einer nur geringen Versickerung, z.B. 2012, zeigen die Simulationen für die Modellvariante „ddIS“ eine Ausbreitung des Tracers bis in eine Entfernung von mehr als einhundert Metern. In der Modellvariante „dslU“ beträgt diese Ausbreitung immerhin noch fast 50 m. Die gegenüber der S-Variante größeren Konzentrationen des Tracers resultieren aus dem deutlich geringeren Wasseraustausch zwischen Soll und Grundwasser (s. Tabelle 2) und dem Einfluss der Verdunstung. In niederschlagsreicheren Perioden, z.B. 2009, wird die Konzentration des Tracers in der Variante „ddIS“ streckenweise durch das versickernde Niederschlagswasser verdünnt. Dennoch fließt der Tracer weiterhin,

wenn auch mit zum Teil in deutlich geringeren Konzentrationen, auf dem Geschiebemergel lateral ab. In der Variante „dslU“ hat der Tracer zur selben Zeit eine deutlich geringere Ausbreitung erreicht, die zudem durch das versickernde Niederschlagswasser etwas verlangsamt bzw. reduziert wird. Bei den SI-Varianten liegt das Verhalten des Tracers in den Grenzen der hier dargestellten beiden Varianten.

Mit realen, wesentlich komplexeren hydraulisch relevanten Sedimentstrukturen sowie hydraulischen Eigenschaften des Geschiebemergels und seiner Deckschicht in dem hier umrissenen Rahmen kann die Dynamik und Reichweite der Ausbreitung eines solchen Tracers deutlich gedämpfter und kürzer ausfallen als mit der S-Variante. Die mit der Su-Variante simulierte Dynamik und Reichweite der Ausbreitung des Tracers könnte jedoch eine unteren Grenzen darstellen. In jedem Fall ist die Beachtung dieses Phänomens anzuraten, wenn die Wasserbeschaffenheit im Interface zwischen Soll und Grundwasser zu untersuchen und deren Ursachen zu interpretieren sind.

Literatur

- AQUANTY (2013): HGS 2013 - HydroGeoShere User Manual. 434 . Aquanty. Waterloo.
- BEN ABDELGHANI, F., AUBERTIN, M., SIMON, R. & THERRIEN, R. (2015): Numerical simulations of water flow and contaminants transport near mining wastes disposed in a fractured rock mass. *International Journal of Mining Science and Technology* 25(1): 37–45.
- BRUNNER, P., SIMMONS, C. T., COOK, P. G. & THERRIEN, R. (2010): Modeling Surface Water-Groundwater Interaction with MODFLOW: Some Considerations. *Ground Water* 48(2): 174–180.
- DERBY, N. E. & KNIGHTON, R. E. (2001): Field-scale preferential transport of water and chloride tracer by depression-focused recharge. *Journal of Environmental Quality* 30(1): 194–199.
- FERONE, J. M. & DEVITO, K. J. (2004): Shallow groundwater–surface water interactions in pond–peatland complexes along a Boreal Plains topographic gradient. *Journal of Hydrology* 292(1–4): 75–95.
- GERKE, H. H., KOSZINSKI, S., KALETTKA, T. & SOMMER, M. (2010): Structures and hydrologic function of soil landscapes with kettle holes using an integrated hydrogeological approach. *Journal of Hydrology* 393(1–2): 123–132.
- HAYASHI, M., VAN DER KAMP, G. & SCHMIDT, R. (2003): Focused infiltration of snowmelt water in partially frozen soil under small depressions. *Journal of Hydrology* 270(3–4): 214–229.
- HEAGLE, D., HAYASHI, M. & KAMP, G. V. D. (2013): Surface–subsurface salinity distribution and exchange in a closed-basin prairie wetland. *Journal of Hydrology* 478: 1–14.
- HOHENBRINK, T. L. & LISCHIED, G. (2014): Texture-depending performance of an in situ method assessing deep seepage. *Journal of Hydrology* 511: 61–71.
- KALETTKA, T. & RUDAT, C. (2006): Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologica* 36(1): 54–64.

- KLEEBOG, A., NEYEN, M. & KALETTKA, T. (2016): Element-specific downward fluxes impact the metabolism and vegetation of kettle holes. *Hydrobiologia* 766(1): 261–274.
- LEHSTEN, D., VON ASMUTH, J. R. & KLEYER, M. (2011): Simulation of Water Level Fluctuations in Kettle Holes Using a Time Series Model. *Wetlands* 31(3): 511–520.
- LENKOPANE, M., WERNER, A. D., LOCKINGTON, D. A. & LI, L. (2009): Influence of variable salinity conditions in a tidal creek on riparian groundwater flow and salinity dynamics. *Journal of Hydrology* 375(3–4): 536–545.
- LISCHEID, G. & KALETTKA, T. (2012): Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany. *Hydrobiologia* 689(1): 63–77.
- LOGAN, W. S. & RUDOLPH, D. L. (1997): Microdepression-focused recharge in a coastal wetland, La Plata, Argentina. *Journal of Hydrology* 194(1-4): 221–238.
- PARSONS, D. F., HAYASHI, M. & VAN DER KAMP, G. (2004): Infiltration and solute transport under a seasonal wetland: bromide tracer experiments in Saskatoon, Canada. *Hydrological Processes* 18(11): 2011–2027.
- RICHARDSON, J. L., WILDING, L. P. & DANIELS, R. B. (1992): Recharge and discharge of groundwater in aquatic conditions illustrated with flownet analyses. *Geoderma* 53(1–2): 65–78.
- RUIDISCH, M., BARTSCH, S., KETTERING, J., HUWE, B. & FREI, S. (2013): The effect of fertilizer best management practices on nitrate leaching in a plastic mulched ridge cultivation system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 169: 21–32.
- SALZMANN, W., BOHNE, K. & SCHMIDT, M. (2000): Numerical experiments to simulate vertical vapor and liquid water transport in unsaturated non-rigid porous media. *Geoderma* 98(3–4): 127–155.
- STUMPP, C. & HENDRY, M. J. (2012): Spatial and temporal dynamics of water flow and solute transport in a heterogeneous glacial till: The application of high-resolution profiles of delta O-18 and delta H-2 in pore waters. *Journal of Hydrology* 438: 203–214.
- VAN DER KAMP, G. & HAYASHI, M. (2009): Groundwater-wetland ecosystem interaction in the semiarid glaciated plains of North America. *Hydrogeology Journal* 17(1): 203–214.
- VERCH, G. (2014): Weather Data 1992, Dedelow, Germany. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. [doi: 10.4228/ZALF.1992.233]
- YIN, Y., SYKES, J. F. & NORMANI, S. D. (2015): Impacts of spatial and temporal recharge on field-scale contaminant transport model calibration. *Journal of Hydrology* 527: 77–87.

Zukünftiger Anstieg der Nitratkonzentrationen unter Wald im norddeutschen Tiefland: Droht Stickstoff-Eutrophierung durch Klimawandel?

Stefan Fleck, Bernd Ahrends, Johannes Sutmöller, Hilmar Messal, Ralph Meissner und
Henning Meeseburg

Zusammenfassung

Die zukünftigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Waldgebiete, Grundwasser und Fließgewässern des norddeutschen Tieflands wurden im Rahmen des Projekts „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland (NaLaMa-nT)“ mit einem System von prozessorientierten Modellen abgeschätzt. Wasserhaushalt (Modelle WaSiM-ETH, SWAT und TUB-BGR) und Stoffhaushalt (Modelle VSDplus (inkl. Roth-C) bzw. Yasso07) für die Jahre 1990 bis 2070 wurden aufbauend auf der klimasensitiven Waldentwicklung in vier Modellregionen berechnet (Modell Waldplaner). Alle Modellsimulationen wurden auf der Grundlage des Emissionsszenarios RCP 8.5 (Regionalmodell STARS II) ausgeführt.

Die Wasserhaushaltssimulationen mit den verschiedenen Wasserhaushaltsmodellen weisen insgesamt eine gute Übereinstimmung auf und zeigen alle, dass mit einem tendenziellen Rückgang der Grundwasserspende bis zum Jahr 2070 zu rechnen ist. Gleichzeitig lassen die erwarteten Temperaturerhöhungen langfristig eine gesteigerte Mineralisierung der Humusvorräte erwarten. Durch das Zusammenwirken des Abbaus der Humusvorräte und der überregional zurückgehenden Grundwasserneubildung ist mittelfristig mit einem Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und in Oberflächengewässern in Waldgebieten zu rechnen. Der Anstieg kann gegebenenfalls besonders in Regionen mit hoher Stickstoffdeposition zu einer Verletzung der Qualitätskriterien der Wasserrahmenrichtlinie führen. Durch Maßnahmen der Waldbewirtschaftung im Hinblick auf Klimaschutz oder Erhalt der Biodiversität lässt sich die grundlegende Tendenz einer zunehmenden Eutrophierung nur begrenzt beeinflussen.

1. Material und Methoden

Modellregionen

Im Rahmen des Projekts „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland (NaLaMa-nT)“ wurden vier Modellregionen ausgewählt, die die hier vorkommenden Gradienten an Kontinentalität, Stickstoffdeposition, Anteil organischer Böden und Bodenfruchtbarkeit widerspiegeln und damit das norddeutsche Tiefland in seinen Ausprägungen repräsentieren können. Die Modellregion Landkreis Diepholz zeichnet sich dabei durch ozeanisches Klima und hohe Stickstoffimmissionen aus der Landwirtschaft, einen hohen Anteil von Flächen mit Grundwasseranschluss und einen relativ hohen Anteil organischer Böden sowie solcher mit hoher Feldkapazität aus. Der Landkreis Uelzen liegt im noch ozeanisch geprägten Klima mit subkontinentalen Einflüssen und mit im Mittel rund 700 mm Jahresniederschlag fast so hohen Niederschlägen wie die Region Diepholz. Nur 10 % der Waldböden haben Grundwasseranschluss, häufig sind es Sandböden. Die Stickstoffimmissionen sind überdurchschnittlich. Die Modellregion Fläming im subkontinentalen Klima weist dagegen abgesehen von lokalen Emittenten nur geringe Stickstoffimmissionen auf. Im Vergleich der vier Modellregionen fallen im Fläming abgesehen von den Höhenlagen die geringsten Niederschlagsmengen (500 mm im langjährigen Mittel). Bei dominierenden Sandböden besteht auf 10 % der Waldfläche Grundwasseranschluss. Die Modellregion Oder-Spree liegt ebenfalls im Bereich des subkontinentalen Klimas mit sehr geringen Niederschlagsmengen (550 mm). Während die vorherrschenden Sandböden eine geringe Wasserspeicherkapazität aufweisen, besteht immerhin auf etwa 22 % der Flächen Grundwasseranschluss. Die Stickstoffdepositionen sind in dieser Modellregion vergleichsweise gering.

Klimaszenario und Bestandesentwicklung

Alle Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierungen basieren auf Klimadaten, die für die Modellregionen in hoher räumlicher Auflösung für den Zeitraum 1990 bis 2070 simuliert wurden. Das Klimaszenario beruht auf dem niederschlagsbezogenen Medianlauf der Globalen Zirkulationsmodelle INM-CM4, ECHAM6 und ACCESS 1.0 unter Verwendung des Emissions-Szenarios RCP 8.5, der mit Hilfe des statistischen Modells STARS II (ORLOWSKY et al. 2008) regionalisiert wurde. Die mit dem RCP 8.5 Szenario vorhergesagten Treibhausgasemissionen entsprechen in der Konsequenz einem Verfehlen des 2-Grad-Ziels bei den globalen Klimaschutzbemühungen und würden bis zum Jahr 2100 einen Anstieg der globalen Mitteltemperatur um 4,8°C im Vergleich zum vorindustriellen Niveau nach sich ziehen. Bis zum Jahr 2030 unterscheidet es sich noch kaum vom RCP 2.6 Szenario, mit dem das 2-Grad-Ziel gerade noch erreicht würde.

Für die Parametrisierung der Waldbestände wurde für die davon abhängigen Modelle die Holzvorratsentwicklung der tatsächlich vorhandenen Waldbestände in den vier Modellregionen auf der Basis von insgesamt 3895 räumlich repräsentativen Stichprobenpunkten mit dem klimasensitiven Wachstumsmodell WaldPlaner (HANSEN & NAGEL 2014) berechnet. Bei der Holzvorratsentwicklung wurden drei verschiedene forstliche Managementoptionen berücksichtigt: Als Referenzpfad wurden die heute gültigen Bewirtschaftungsformen nach dem Konzept der langfristigen ökologischen Waldentwicklung (LÖWE, NMELV 2013) fortgeschrieben. Beim Entwicklungspfad Klimaschutz wurden bei gleich starker Durchforstung verstärkt schnellwachsende Nadelbäume angebaut. Beim Entwicklungspfad Biodiversität wurde die Durchforstungsintensität selektiv bei den verstärkt angebauten naturnahen Waldgesellschaften reduziert und mehr Totholz zugelassen.

Wasserhaushaltsmodellierung

Für die Berechnung der Sickerwasserrate wurden verschiedene Verfahren und Modellansätze verwendet. Das TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK et al. 2009) besteht aus landnutzungsabhängigen, nichtlinearen, multiplen Regressionsgleichungen, in die der Sommer-, der Jahresniederschlag, die Jahressumme der FAO-Grasreferenzverdunstung, die Landnutzung und die Höhe des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser eingehen. Mit diesem Verfahren wurden – mit Ausnahme der versiegelten Flächen – auf einem 1000 m x 1000 m Raster flächendeckend für die vier Modellregionen die langjährigen Grundwasserneubildungsraten jeweils für alle vier Zeitscheiben des Referenzpfades berechnet. Dieses Verfahren findet auch Anwendung bei der im Hydrologischen Atlas vorgenommenen Abschätzung der Grundwasserneubildung für die gesamte Bundesrepublik Deutschland (BMU 2003, JANKIEWICZ et al. 2005).

Mit dem Modell WaSiM-ETH (Water Balance Simulation Modell; SCHULLA 2014) wurde der Wasserhaushalt auf den forstlichen Stichprobenpunkten berechnet. Um die dynamische Entwicklung der Bestände im Wasserhaushaltsmodell zu berücksichtigen, wurden die Ergebnisse der Waldwachstumssimulation mit dem Modell WaldPlaner (HANSEN & NAGEL 2014) zum Blattflächenindex und Bedeckungsgrad zur Bestandsparametrisierung übernommen. Die berechnete Sickerwasserrate entspricht der Wassermenge, die am unteren Modellrand als Basisabfluss bilanziert wird.

Mit dem hydrologischen Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool.; ARNOLD et al. 1998) kann der Wasserhaushalt innerhalb von Flusseinzugsgebieten berechnet werden, jedoch nicht ohne weiteres innerhalb administrativer Einheiten. In den Modellregionen wurde jeweils ein möglichst repräsentatives Einzugsgebiet ausgewählt, um dort flächendetailliert den Wasserhaushalt zu berechnen. Dabei umfassen die jeweiligen Einzugsgebiete unterschiedliche Flächenanteile ihrer Region: Während dies in Diepholz und Oder-Spree nur 4 % bzw. 3 % sind, werden durch das Einzugsgebiet der Nuthe 27 % des Flämings und durch die Ilmenau 95 % der Modellregion Uelzen abgedeckt. Zur Kalibrierung von SWAT wurden NO_3 -Konzentrationen von Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet der Ilmenau (Uelzen) herangezogen – die Übertragung dieser Kalibrierung in die Regionen ohne eigene Messwerte (Diepholz und Oder-Spree) erfolgte unter dem Vorbehalt, dass für die Interpretation der Ergebnisse aus diesen Regionen nur die relative Entwicklungstendenz entscheidend ist.

Stoffhaushaltsmodellierung

Die dynamische Entwicklung der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte wurde mit dem Modell VSDplus Version 5.2 (BONTEN et al. 2011) berechnet, in dem das Kohlenstoffmodell Roth-C integriert ist (COLEMAN & JENKINSON 2005). Eine Vergleichsrechnung mit dem Kohlenstoffmodell YASSO07 (TUOMI et al. 2009) ergab, dass die beobachtete Entwicklung der Kohlenstoffvorräte zwischen BZE 1 und BZE 2 mit Roth-C besser simuliert werden kann als mit YASSO07 (beide Modelle waren unkalibriert). Der Streufallinput für beide Modelle wurde mit Hilfe des Streufallmodells GrowUp (Version 1.3.2) mit nicht kalibrierten Standardparametern abgeleitet. Die dynamische Bestandsentwicklung (Vorräte, Zuwachs, usw.) als Eingangsgröße wurde den WaldPlaner-Simulationen entnommen.

Die Initialisierung der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte in den obersten 90cm zuzüglich der Humusauflage der Waldflächen beruht auf Daten der ersten und zweiten Bodenzustandserhebung (BZE 1, BZE 2) in den Bundesländern Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Berlin, Bremen und Hessen (RIEK & WOLFF 1999, WELLBROCK et al. 2006). Die 185 Variablen von 648 BZE-Punkten wurden mithilfe eines Maximum-Likelihood-basierten Ansatzes auf statistische Zusammenhänge untersucht und diese in einem generalisierten Additiven Modell (GAM) dargestellt. Mithilfe des GAM konnten die Bodenkohlenstoffvorräte an den Stichprobenpunkten im Jahr 1990 mit einem r^2 von 0,7 auf Basis der Variablen potenzielle Austauschkapazität, Bodentyp, Ausgangsgestein, Bestockungstyp, Bodenregion, Grobbodenanteil, Durchschnittstemperatur und N-Deposition abgeleitet werden, dieselbe Variablenkombination ergab für das Jahr 2007 (BZE 2) ein r^2 von 0,84. Die Initialisierung der Stickstoffvorräte an den Stichprobenpunkten beruht auf demselben Regionalisierungsverfahren, hierbei wurden die Variablen Kohlenstoffvorrat, Ausgangsgestein, Podsoligkeit, Mächtigkeit der Humusauflage, Bestockungstyp und potenzielle Austauschkapazität verwendet ($r^2 = 0,8$ für 1990 und 0,86 für 2007).

2. Ergebnisse

Grundwasserneubildung

Die mit drei verschiedenen Verfahren simulierte Grundwasserneubildung weist gute Übereinstimmungen zwischen den räumlichen Ebenen (Modellregion, Waldflächen der Modellregion, ausgewählte Flusseinzugsgebiete) und Verfahren auf (Abbildung 1). So zeigt sich im Referenzpfad, dass die Grundwasserneubildungsrate in Fläming und Oder-Spree schon heute auf allen drei räumlichen Ebenen mit ca. 100 mm am geringsten ist, während sie in Diepholz und Uelzen zwischen ca. 150 mm (Waldgebiete) und 250 mm liegt. Die Waldgebiete repräsentieren in Diepholz nur einen sehr geringen Flächenanteil. Bis 2070 gehen die Grundwasserneubildungsraten in Fläming und Oder-Spree in der gesamten Modellregion und den Waldgebieten bis auf Werte um 50 mm zurück, während sie in den Einzugsgebieten etwas weniger drastisch abnehmen. Auch bei den besser wasserversorgten Modellregionen Diepholz und Uelzen geht die Grundwasserneubildungsrate zurück, sie bleibt aber in Uelzen bis 2070 mit über 200 mm noch auf einem hohen Niveau. In den Waldgebieten wird für Diepholz ein deutlich stärkerer

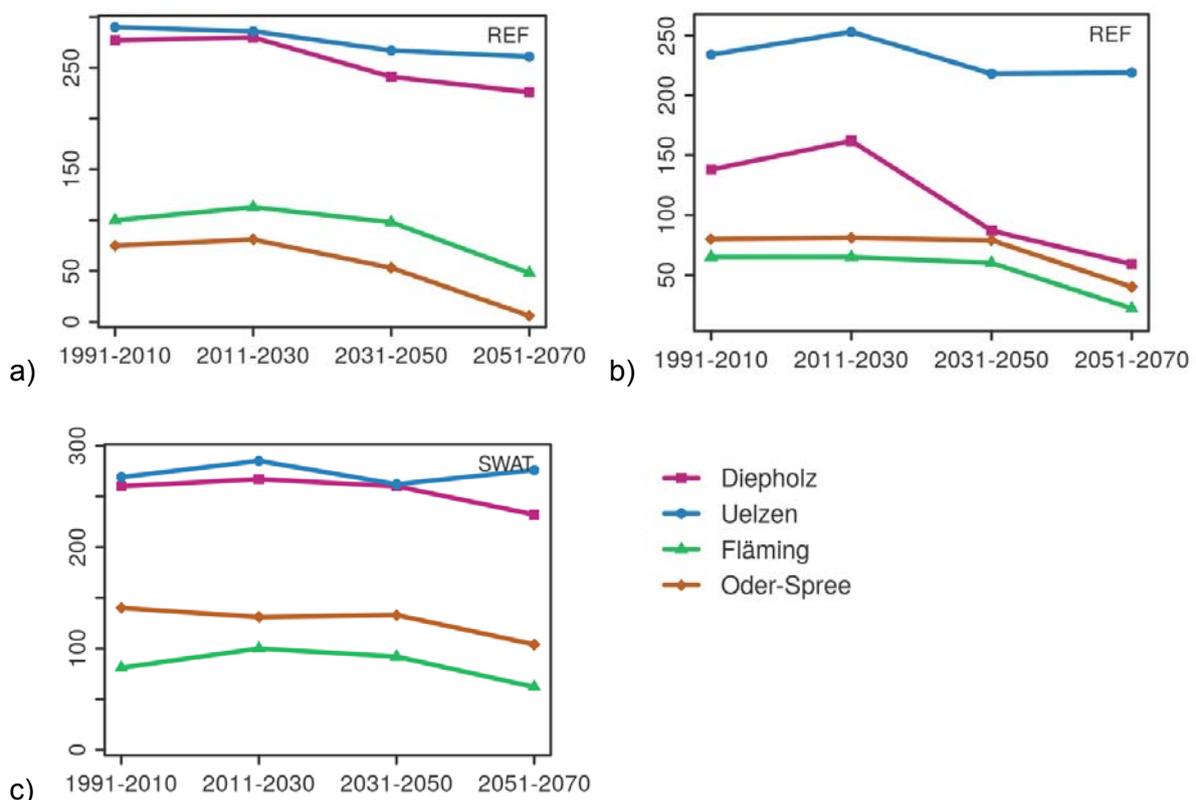


Abb. 1: Vergleich der simulierten Grundwasserneubildungswerte für den Referenzpfad in mm/a für a) die gesamte Modellregion (TUB-BGR-Verfahren), b) die Waldflächen der Modellregion (WaSim-ETH) und c) ausgewählte Flusseinzugsgebiete in der Modellregion (SWAT).

Rückgang der Grundwasserneubildung erwartet als auf der Ebene der Gesamtregion. Lediglich im Flusseinzugsgebiet der Ilmenau in Uelzen ergibt sich ein geringfügiger Anstieg der Grundwasserneubildungsrate bis zum Ende des Simulationszeitraums.

Während sich in den Flusseinzugsgebieten die Berechnungen für den Referenzpfad kaum von den Kalkulationen für Klimaschutz- oder Biodiversitätspfad unterscheiden, zeigen sich in den Waldgebieten geringfügige Abweichungen von der Referenzsimulation: Hier können die Maßnahmen des Klimaschutzpfads einen noch etwas stärkeren Rückgang der Grundwasserneubildung in den ohnehin trockeneren Modellregionen Fläming und Oder-Spree bewirken, während die Maßnahmen des Biodiversitätspfads zu einer leichten Verbesserung in diesen Regionen führen könnten (Abbildung 2).

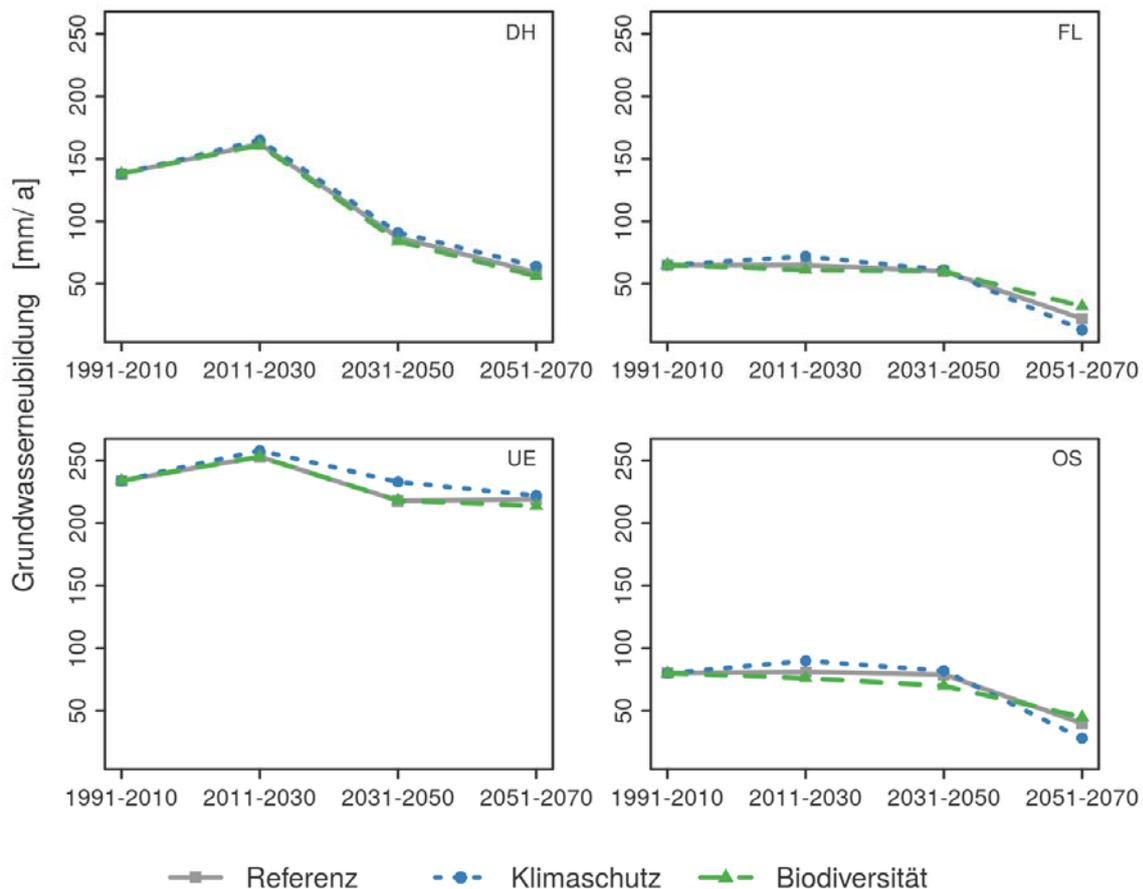


Abb. 2: Simulierter Einfluss der unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen in Waldgebieten auf die Entwicklung der Grundwasserneubildung (Berechnung mit WaSiM-ETH). DH = Diepholz, FL= Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

Humusvorräte

Die Berechnung der Humusvorräte in Waldgebieten wurde mit Hilfe der aus den BZE-Daten abgeleiteten Kohlenstoffvorräte in den obersten 90 cm des Mineralbodens zuzüglich Humusaufgabe überprüft. Bei dem hierzu verwendeten Referenzszenario zeigte sich, dass die Dynamik der nach den BZE-Messungen zu erwartenden Kohlenstoffvorräte an den Stichprobenpunkten gut reproduziert werden kann (Abbildung 3).

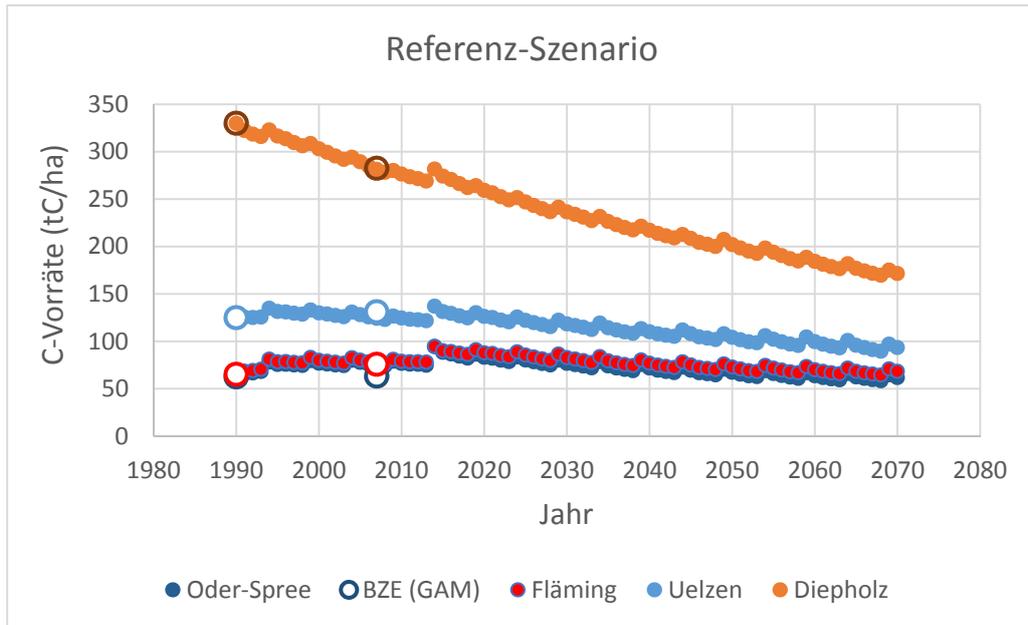


Abb. 3: Simulierte Entwicklung der Kohlenstoffvorräte in den Waldgebieten der Modellregionen im Vergleich zu den regionalisierten Werten zum Zeitpunkt von BZE 1 (1991) und BZE 2 (2007). Die erkennbaren Sprünge sind die Folge von simulierten Durchforstungsmaßnahmen (Berechnung mit VSDplus).

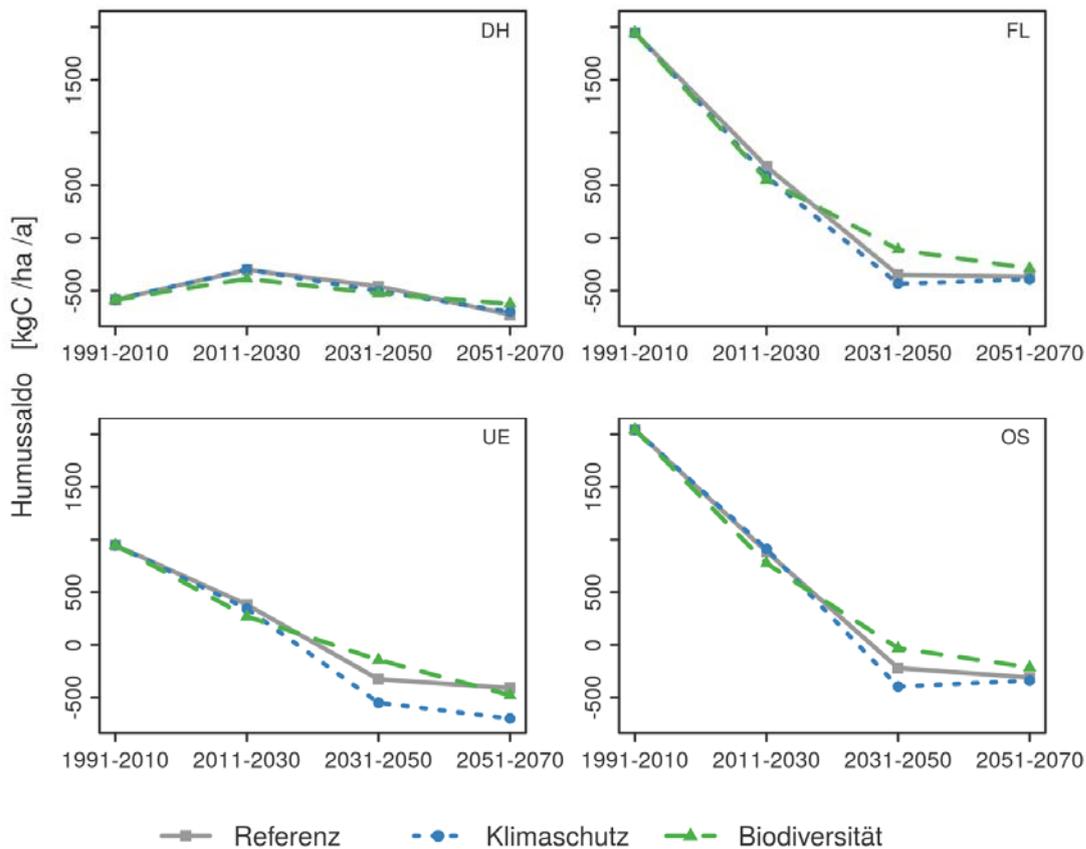


Abb. 4: Simulierte Entwicklung des Humussaldos der Waldgebiete der Modellregionen (Berechnung mit VSDplus). DH = Diepholz, FL = Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

Infolge der in diesem Szenario deutlich zurückgehenden Kohlenstoffvorräte können sich die Waldböden in den Modellregionen zu Kohlenstoffquellen entwickeln (Abbildung 4). Der heute schon negative Humussaldo in Diepholz würde sich trotz der immer weiter abnehmenden C-Vorräte nicht verbessern und in den anderen Modellregionen würde der bisherige Aufbau von C-Vorräten in einen Abbau der C-Vorräte umschlagen. Diese Entwicklungstendenz ist offenbar weitgehend unabhängig von den Bewirtschaftungsmaßnahmen der Entwicklungspfade, der Biodiversitätspfad weist dabei noch geringfügige Vorteile gegenüber den Maßnahmen der anderen beiden Entwicklungspfade auf.

Nitratgehalte

Bei der Berechnung der Nitratgehalte ergab sich eine relativ weite Spanne zwischen den Berechnungen für das Grundwasser in Einzugsgebieten und die Fließgewässer (berechnet mit SWAT) und den Berechnungen für das Sickerwasser unter Wald (berechnet mit VSDplus). Beide Berechnungsverfahren ergeben unter den getroffenen Szenariannahmen aber eine steigende Tendenz bei den Nitratkonzentrationen. Diese ist beim Sickerwasser unter Wald deutlicher als in den Grund- und Fließgewässern: So steigen die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers in allen Regionen von Zeitscheibe zu Zeitscheibe mit sich beschleunigender Tendenz an (Abbildung 5).

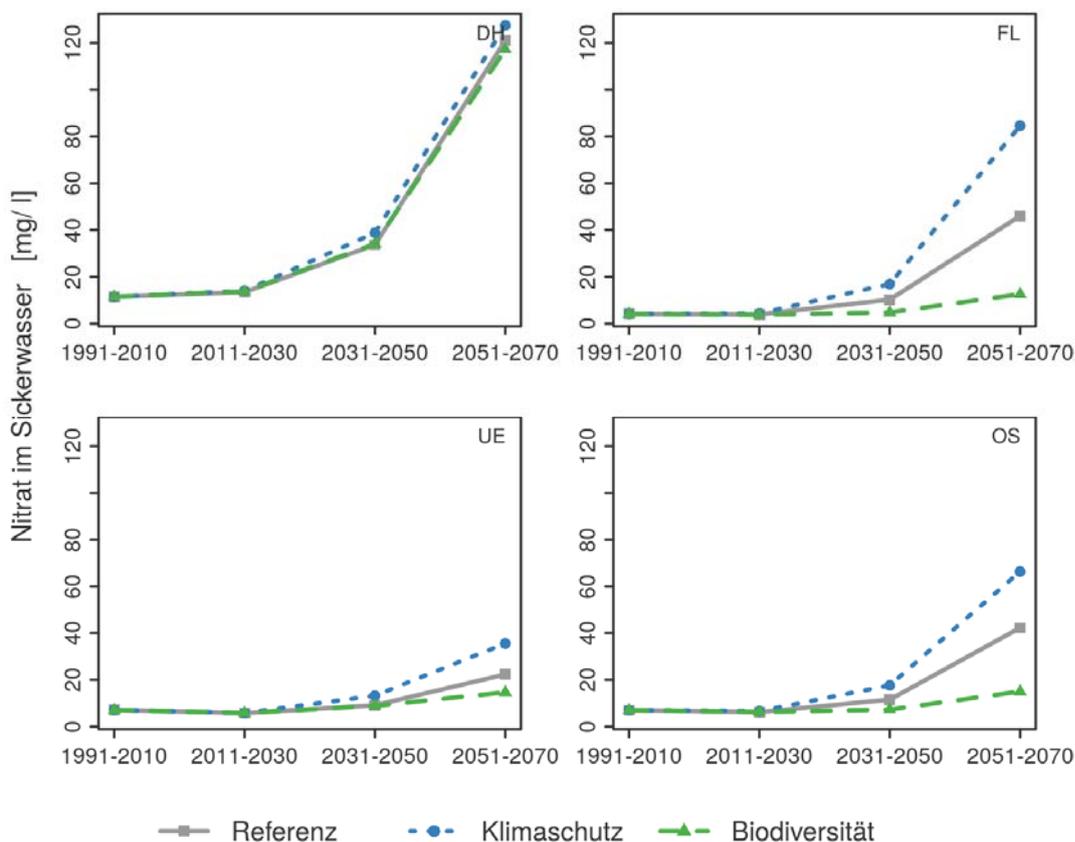


Abb. 5: Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Wald der Modellregionen, berechnet für drei Entwicklungspfade (Berechnung mit VSDplus). DH = Diepholz, FL = Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

Die anfänglich niedrigen Nitratkonzentrationen in den Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree könnten sich so bis 2070 auf Werte zwischen ca. 20 und 50 mg/l steigern, in der Modellregion Diepholz würden sogar Nitratwerte um 120 mg/l erreicht. Während die Maßnahmen des Klimaschutzpfads diese Situation in den meisten Modellregionen verschärfen würden, scheint der Biodiversitätspfad eine dämpfende Wirkung zu haben. Ausgenommen ist hierbei die Modellregion Diepholz, in der keine der Maßnahmen einen deutlichen Einfluss auf das Berechnungsergebnis hatte.

Die mit demselben Modell berechneten Nitratkonzentrationen in Fließgewässern und im Grundwasser der Einzugsgebiete sind im Verlauf beinahe identisch. Die durchschnittliche Nitratkonzentration des Grundwassers in den Einzugsgebieten steigt demnach in allen Regionen an, in Diepholz und Oder-Spree nur geringfügig, in den ausgewählten Einzugsgebieten der Modellregionen Uelzen bzw. Fläming jedoch deutlich; im Fläming kommt es im Referenzpfad sogar zu einer Verdopplung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Abbildung 6). Die Maßnahmen des Klimaschutzpfads (im landwirtschaftlich genutzten Teil des Einzugsgebiets zählen dazu auch die Umwandlung von Acker- zu Grünland und der Anbau von Leguminosen statt Düngung) könnten in diesem Zusammenhang dämpfend wirken.

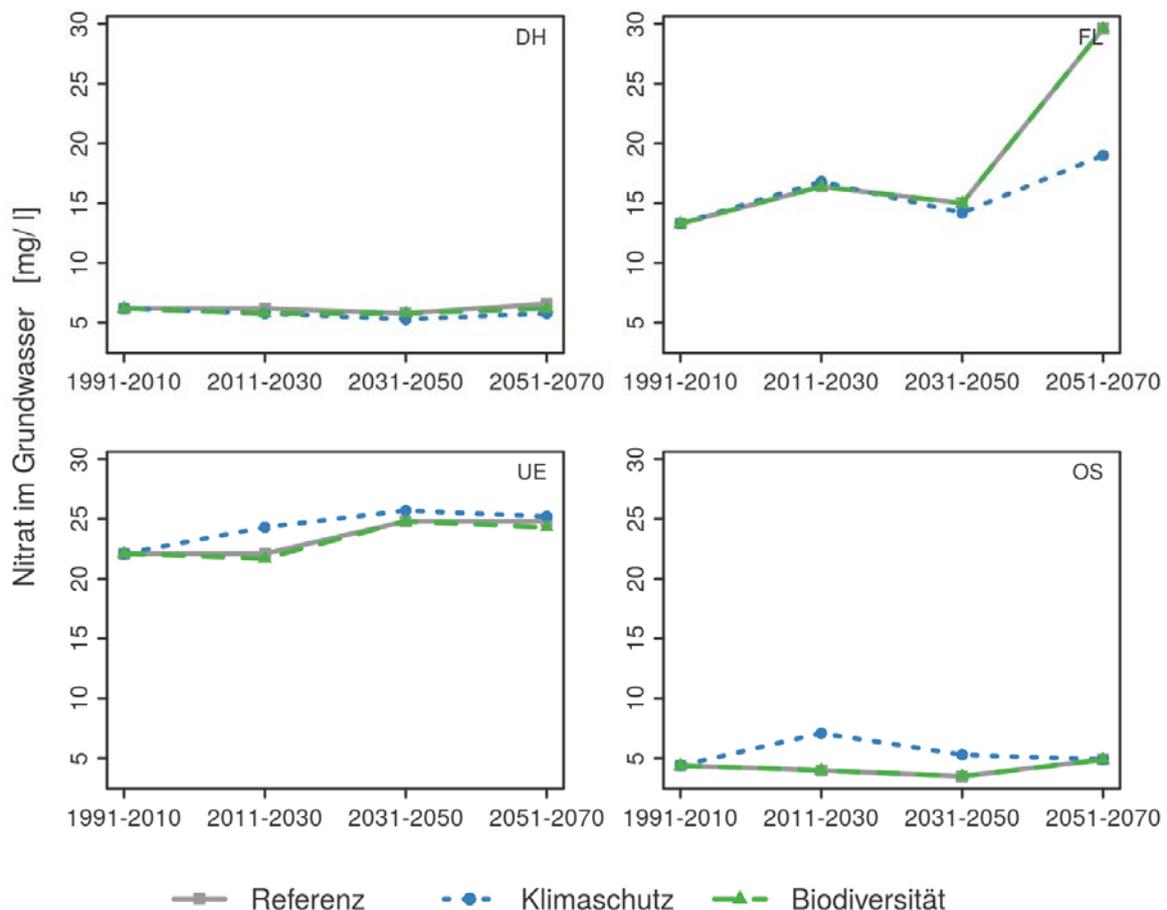


Abb. 6: Nitratkonzentrationen im Grundwasser der Einzugsgebiete (Berechnung mit SWAT). DH = Diepholz, FL = Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

3. Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Modellierungsergebnisse zur Grundwasserneubildung zeigen insgesamt, dass es aufgrund der im Klimaszenario allmählich abnehmenden Niederschläge und gleichzeitig ansteigender Temperaturen zu einer plausiblen Verringerung der Grundwasserneubildung kommen würde. Die voneinander unabhängig mit denselben Klimadaten betriebenen Modelle bestätigen diese Erwartung im Grundsatz auf allen räumlichen Ebenen und für fast alle Modellregionen. Einzelne Abweichungen zwischen den räumlichen Ebenen sind durch die unterschiedliche Flächenrepräsentanz zu erklären: So liegt der Waldanteil in Diepholz nur bei 7 % der Fläche und kann daher in den Absolutwerten durchaus deutlich vom Ergebnis der Gesamtregion abweichen. Trotz des geringen Flächenanteils der Einzugsgebiete in Diepholz und Oder-Spree weisen diese noch große Ähnlichkeiten zur Gesamtregion auf. Die Abweichungen insbesondere der repräsentativeren Flusseinzugsgebiete Fläming und Uelzen sowie der Waldflächen in Fläming (41 %), Uelzen (34 %) und Oder-Spree (49 %) von der Gesamtregion sind dagegen geringer und bestätigen das Gesamtbild langfristig zurückgehender Grundwasserneubildungsraten.

Die simulierte Dynamik der Humusvorräte zeigt für terrestrische Böden in den ersten 25 Jahren eine ansteigende Tendenz, die auch von den Messergebnissen der BZE I und BZE II bestätigt wird (RIEK & RUSS 2014). Überlagert wird dieser Anstieg jedoch auf Regionsebene durch die organischen Böden. Je nach Anteil in der jeweiligen Region ergibt sich entsprechend ein eher konstanter Verlauf der Kohlenstoffentwicklung auf Regionsebene. Entsprechend zeigt sich für die Region Diepholz mit einem hohen Anteil an Moorböden eine gegenläufige Entwicklung, die auch gut vom Modell abgebildet wird. Etwa ab 2020 bis 2030 kehrt sich in den Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree die Tendenz zur Akkumulation in einen Abbau der Humusvorräte (vgl. auch Abbildung 4) um. Die zu beobachtende Abnahme ist zum einen das Resultat der Temperaturerhöhung in den letzten Jahrzehnten des Simulationszeitraumes. Zum anderen resultiert sie jedoch auch aus einer veränderten Streufalldynamik. Altersbedingt reduzieren sich von 2030 bis 2070 in den Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree die Holzvorräte und damit die Streueinträge erheblich. Entsprechend stellt sich ein neues Gleichgewicht ein.

Der Einfluss der untersuchten Bewirtschaftungsoptionen auf beide Entwicklungstendenzen scheint eher begrenzt zu sein, es wurden aber auch keine in diesem Sinne zielgerichteten Maßnahmen untersucht (z.B. Wiedervernässung von Mooren, wirksame Verringerung des Nadelbaumanteils).

Im Vergleich mit anderen Landnutzungsformen ist der Einfluss des Waldes auf den chemischen Zustand der Gewässer als insgesamt positiv anzusehen. Aus diesem Grund ist der Anteil bewaldeter Flächen in Trinkwassergewinnungsgebieten in Niedersachsen überproportional hoch (AHRENDT et al. 2011). In stark durch Stickstoffeinträge belasteten Regionen werden auch unter Wald z.T. die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung überschritten (HORVÁTH et al. 2010). Aber auch in Regionen mit geringen Grundwasserneubildungsmengen lassen sich ebenfalls z.T. hohe Nitratkonzentrationen feststellen (RIEK 2009). Nach den vorgestellten Klimaszenarien reduziert sich die Sickerwassermenge z.T. erheblich, so dass ein Aufkonzentrierungseffekt hinsichtlich der Nitratgehalte zu erwarten ist. Dieser wird nach den Modellsimulationen durch eine weitere Nitratfreisetzung infolge eines einsetzenden

Humusabbaus verstärkt. Dabei muss jedoch klar gesagt werden, dass die Ergebnisse nur die Größenordnung und Richtung der Veränderungen beschreiben können: Simulationen, aber auch Messungen der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte in Waldböden, sind immer mit erheblichen Unsicherheiten verbunden (SUTTON et al. 2008, SCHRUMPF et al. 2011). Außerdem können die Unsicherheiten der Klimaszenarien und ihre Auswirkungen auf nachgeschaltete Modelle erheblich sein (MOSELEY et al. 2011).

4. Danksagung

Die hier dargestellten Ergebnisse entstanden mit Unterstützung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 033L029J. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

- AHRENDTS, B., H. MEESENBURG & H. SPELLMANN (2011): Waldbau ist Wasserwirtschaft. Dtsch. Waldbesitzer, 1, 7–8.
- ARNOLD, J., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. & J. WILLIAMS (1998): Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development, J. Am. Water Resources Ass., 34(1), 73–89.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland (erweiterte Ausgabe), Hrsg. BMU, Bonn.
- BONTEN, L., M. POSCH & G. J. REINDS (2011): The VSD+ Soil Acidification Model. Model Description and User Manual Version 5.2, Alterra, Wageningen. 19 S.
- COLEMAN K. & D. S. JENKINSON (2005): RothC-26.3. A model for the turnover of carbon in soil. Model description and users guide. IACR Rothamsted, Harpenden, UK.
- HANSEN, J. & J. NAGEL (2014): Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS - Anwendung und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der NW-FVA, Band 11, 224 S.
- HORVÁTH, B., K. J. MEIWES, H. MEESENBURG & J. ACKERMANN (2010): Nitratausträge unter Wald. Untersuchungen auf Standorten mit hohen luftbürtigen Stickstoffeinträgen. Grundwasser, 9, 32.
- JANKIEWICZ, P., NEUMANN, J., DUIJNISVELD, W.H.M., WESSOLEK, G., WYCISK, P. & V. HENNINGS (2005): Abflusshöhe – Sickerwasserrate – Grundwasserneubildung – Drei Themen im Hydrologischen Atlas von Deutschland. – Hydrologie und Wasserwirtschaft 49, 2–13.
- MEIWES, K. J., AHRENDTS, B., EVERS, J., SCHMIDT, M. & H. MEESENBURG (2012): Stickstoffeinträge und ihre Wirkung in Waldökosystemen Nordwestdeutschlands - Auswirkungen auf Nitratausträge und Stickstoffzeigerwert nach Ellenberg. KRdL-Schriftenreihe, 45, 33–43.
- MOSELEY, C., DÖRING, C., AHRENDTS, B. & O. PANFEROV (2011): Uncertainties in regional climate scenarios data and their effect on results of impact models in forestry. Geophysical Research Abstract, 13, (EGU2011-2642-1, 2011).

- NMELV - Niedersächsisches Ministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Verbraucherschutz (2013): Langfristige, ökologische Waldentwicklung in den Niedersächsischen Landesforsten (LÖWE-Erlass). Nds. MBI. 2013 Nr. 9, S. 214.
- ORLOWSKY, B., GERSTENGARBE, F.-W. & P. WERNER, P. (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology*, 92: 209–223.
- RIEK, W. (2009): Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe / Wald im Klimawandel - Risiken und Anpassungsstrategien*, 42, 93–100.
- RIEK, W. & A. RUSS (2014): Kohlenstoffbindung in brandenburgischen Waldböden (Teil 1) – BZE-Ergebnisse zu Status und Dynamik. In: *Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 9. Winterkolloquium*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landekompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. S.98. <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs55.pdf>.
- RIEK, W. & B. WOLFF (1999): Standörtliche Rahmenbedingungen für den Umbau von Waldbeständen im nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse der BZE. In: *Strukturwandel der Landnutzung*. Eberswalder Wissenschaftliche Schriften, Bd. 3, 173–178.
- SCHRUMPF, M., SCHULZE, E. D., KAISER, K. & J. SCHUMACHER (2011): How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8(5):1193–1212.
- SCHULLA, J. (2014): Model Description WaSiM. Technical Report. 325 S. http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2013_en.pdf (abgerufen am 23.07.2015).
- SUTTON, M. A, SIMPSON, D., LEVY, P. E., SMITH, R. I., REIS, S., VAN OIJEN, M. & W. DE VRIES (2008): Uncertainties in the relationship between atmospheric nitrogen deposition and forest carbon sequestration. *Global Change Biology* 14 (9) : 2057-2063.
- TUOMI, M., THUM, T., JÄRVINEN, H., FRONZEK, S., BERG, B., HARMON, M., TROFYMOW, J. A., SEVANTO, S. & J. LISKI (2009): Leaf litter decomposition – Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*, 220, 3362–3371.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W. & S. TRINKS (2009): Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR Verfahren. *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 40, 66–80.
- WELLBROCK N., AYDIN, C.-T., BLOCK, J., BUSSIAN, B., DECKERT, M., DIEKMANN, O., DRESCHER-LARRES, K., EVERS, J, FETZER K.D., GAUER, J., GEHRMANN, J., HENNING, P., KÖLLING, C., KÖNIG, N., LIESEBACH, M., MARTIN, J., MEIWES, K.-J., MILBERT, G., RABEN, G., RIEK, W., SCHÄFFER, W., SCHWERHOFF, J., ULLRICH, T., UTERMANN, J., VOLZ, H.-A., WEIGEL, A. & B. WOLFF (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 431 p.

Ansteigende Konzentrationen gelöster organischer Substanz in deutschen Mittelgebirgsbächen: Problemanalyse mit Hilfe von Generalised Additive Models

Benny Selle, Andreas Musolff und Jörg Tittel

Seit Mitte der 1990er-Jahre beobachtet man ansteigende Konzentrationen gelöster organischer Substanz (DOC) in vielen Oberflächengewässern Mittel- und Nordeuropas sowie Nordamerikas. Die Wassergüte vieler Talsperrenzuflüsse in Deutschland wird von diesem Prozess negativ beeinflusst. Eine wahrscheinliche Ursache der DOC Trends sind rückläufige atmosphärische Sulfat- und Chloriddepositionen, die zu verminderter Löslichkeit von Huminsäuren infolge steigender pH-Werte und abnehmender Ionenstärken führen. Im Gegensatz dazu haben wir aber die Hypothese getestet, dass die rückläufigen Nitrat- und Sulfatgehalte im Boden infolge abnehmender Säuredepositionen, die Eisenreduktion begünstigt haben, sodass zusätzliche gelöste organische Substanz aus Eisen-Humus-Komplexen mobilisiert wurde. Um diese Hypothese zu testen, wurden gemessene Konzentrationszeitreihen von gelöster organischer Substanz, gelöstem Eisen, Sulfat und Nitrat von ausgewählten deutschen Mittelgebirgsbächen untersucht. Dabei haben wir – mit Hilfe von Generalised Additive Models – abflusskorrigierte Konzentrationszeitreihen als Summe eines nichtlinearen Trends und eines Jahresganges dargestellt. Die so abgeleiteten Modellkomponenten bestätigten unsere Vermutung, dass ein Wechsel im Redoxregime die veränderten Gebietsausträge von gelöster organischer Substanz bewirkt haben könnte.

Wassertransfer und Speicherung in Karstgebieten – Analyse aus den Basisabflüssen

Ebru Eriş und Hartmut Wittenberg

Zusammenfassung

Der Manavgat Fluss im Karstgebiet der südlichen Türkei erhält den größten Teil seiner Abflüsse über unterirdische Karstwege von außerhalb der Grenzen seines oberirdischen Einzugsgebietes. Die Form der Abflussrückgänge an drei regionalen Pegeln weist die Karstaquifere als nichtlineare, ungespannte Grundwasserspeicher aus. Die mit dem nichtlinearen Speicheralgorithmus separierten Basisabflüsse des Manavgat sind durch die unterirdischen Zuflüsse vergrößert und verzögert, während die Direktabflüsse etwa der Fläche des Einzugsgebiets entsprechen. Die unterirdische Übertragung wird durch Speicher-Routing simuliert. Das Verfahren ermöglicht die Identifizierung der Herkunftsgebiete (Versinkungen) der Zuflüsse und die Schätzung der Verweil- oder Verzögerungszeit des Wassertransfers durch das Karstsystem, sowie der Speichervolumina.

1. Einleitung

In der wasserwirtschaftlichen Praxis, aber auch bei wissenschaftlichen Arbeiten, werden allgemein die oberirdischen Wasserscheiden als Grenzen der Einzugsgebiete der Fließgewässer angenommen, obwohl der größte Teil des Abflusses meist aus dem oberflächennahen Grundwasserspeicher, also dem unterirdischen Einzugsgebiet, gespeist wird. Diesem Prinzip folgen das Deutsche Gewässerkundliche Jahrbuch und die Europäische Wasserrahmenrichtlinie ebenso wie moderne GIS-gestützte hydrologische Gebietsmodelle, bei denen die verschiedenen Schichten „layers“ deckungsgleich sein müssen. Hauptgrund dafür ist, dass die unterirdischen Grenzen nur mit Aufwand oder ungenau ermittelt werden können, während die oberirdischen durch die Topographie augenscheinlich sind. Im Festgesteinsbereich sind die Unterschiede meist vernachlässigbar. Im Lockergestein weichen die unterirdischen Wasserscheiden und Fließrichtungen, die aus flächendeckenden Daten der Grundwasserstände ermittelt werden können, oft erheblich von den oberirdischen Bedingungen ab (WITTENBERG et al. 2003).

Noch komplexer wird die Fragestellung für Karstflüsse, die in vielen Fällen ihr Wasser nicht von zusammenhängenden Einzugsflächen, sondern aus verschiedenen Herkunftsräumen erhalten und über Flussschwinden auch wieder in andere Systeme abgeben. Karstaquifere unterscheiden sich mit ihren Charakteristiken erheblich von anderen Grundwasserleitern (BAKALOWICZ 2005). Physikalische und chemische Prozesse und tektonische Bewegungen haben in Kalkstein, Dolomit und anderen löslichen Felsformationen gut verbundene Höhlensysteme (Klüfte) gebildet. Die Klüfte oder Kavitäten mit Durchmessern von Mikrometern bis zu mehreren Metern (BONACCI 1993) speichern und transportieren Wasser entsprechend den unterirdischen Gefälleverhältnissen. Der Begriff Karst ist slowenischen und kroatischen Ursprungs (*kras* bzw. *krš*, etwa *schlechter Boden*). Oberflächenwasser, das durch Dolinen oder Sinkflächen (*poljes*) in den Karst infiltriert, speist an anderen Stellen Quellen mit teils erheblicher Schüttung. Beispiele sind hier die Ljubljana-Quelle in Slowenien mit einer mittleren Schüttung von 39 m³/s (MILANOVIĆ 2004) und die Ombla-Quelle in Kroatien mit 22 m³/s (BONACCI 1995). Deutschlands größte Quelle, der Aachtopf, ergießt im Mittel 8,6 m³/s Donauwasser in das Einzugsgebiet des Rheins.

Verkarstete Kalksteinformationen bedecken fast ein Drittel der Landfläche der Türkei (BENZEDEN et al. 1993) mit den größten Vorkommen in der Mittelmeerregion. Wegen ihrer großen Wassermengen gewinnen Karstaquifere für Wasserversorgung und Wasserkrafterzeugung zunehmend an Bedeutung. Die Dumanlı-Quelle am Manavgat Fluss in Südanatolien war mit Abflüssen zwischen 36 und 100 m³/s (EROSKAY et al. 1986) bis zu ihrer Überstauung durch die Oymapınar Talsperre im Jahre 1984 die größte Karstquelle der Welt. Neben den örtlich konzentriert als Quellen austretenden Karstausflüssen spielen diffuse, örtlich verteilte Austrittsmengen eine wesentliche Rolle.

Eine klassische Methode, zur Feststellung der Herkunftsräume ist die Einbringung von Chemikalien und Umweltisotopen (Tracer) in die vermuteten Schlucklöcher und deren Nachweis an den Ausflussstellen. Für den Aachtopf führte der Geologe Adolf Knop dieses Verfahren bereits 1877 durch (KNOP 1878). Am Manavgat-Fluss wurden Tracer von YURTSEVER & PAYNE (1985) und GÜNAY (1986) eingesetzt. KARANJAC & ALTUG (1980) untersuchten das Rückgangsverhalten der Quellschüttung mit Hilfe der klassischen Exponentialgleichung und der Wassertemperaturen, um auf Herkunftsräume und Transferprozesse zu schließen. Die erste Anwendung der nichtlinearen Rezessionsanalyse führte KOÇ (2008) zur Schätzung der Übertragungsvolumina durch. In der vorliegenden Studie werden zunächst die Abflussrückgangskurven an drei Pegeln analysiert. Da Karstaquifere überwiegend ungespannt sind, wurden nichtlineare Speicher-Ausfluss-Beziehungen angetroffen. Auf dieser Grundlage werden in einem zweiten Schritt, die Basisabflüsse, hier also die Karstausflüsse von den Zeitreihen täglicher Gesamtabflüsse getrennt und untersucht.

2. Untersuchungsgebiet und Daten

Die Untersuchungen konzentrieren sich auf den oberen Manavgat Fluss, der im Taurusgebirge entspringt und östlich von Antalya in das Mittelmeer mündet. Das Klima ist durch kühle, regnerische Winter und heiße, trockene Sommer gekennzeichnet mit mittleren Jahrestemperaturen in Abhängigkeit von der Höhe zwischen 2 °C und 28 °C bei einem regionalen Durchschnitt von etwa 15 °C. Schneefall tritt selten und nur in höheren Lagen auf.

Neben der Pegelstation Sinanhoca / Manavgat wurden zwei weitere Stationen in der Studienregion ausgewählt, Şahapköprü, flussaufwärts von Sinanhoca und Bolasan, am benachbarten Fluss Köprüçay. Zeitreihen täglicher Abflüsse stehen für den gemeinsamen Zeitraum 1992–2008 zur Verfügung.

Die regionale Karte in Abbildung 1 zeigt die Stationen. Die gestrichelten Linien sind die oberirdischen (topographischen) Wasserscheiden. Die Stationen liegen bei Breitengraden um 37°N. Tabelle 1 enthält die hydrologischen Hauptwerte der Einzugsgebiete. Der durchschnittliche jährliche Gebietsniederschlag wurde nach dem Verfahren der Thiessen Polygone aus den Daten regionaler Niederschlagsstationen abgeleitet.

Nach Tabelle 1 ist bei Sinanhoca das mittlere jährliche Abflussvolumen mehr als das doppelte des Niederschlagsvolumens. Demnach erhält der Manavgat, insbesondere zwischen den zwei Pegelstationen, erhebliche Zuflüsse „Transfers“ von außerhalb seines topographischen Einzugsgebiets. Da diese Zuflüsse den Karstspeicher durchströmen, treffen sie als langsamere, indirekte Abflüsse, also Basisabfluss ein. Dieser Hypothese wird im Folgenden durch Rezessionsanalyse und Basisabflussabtrennung nachgegangen.

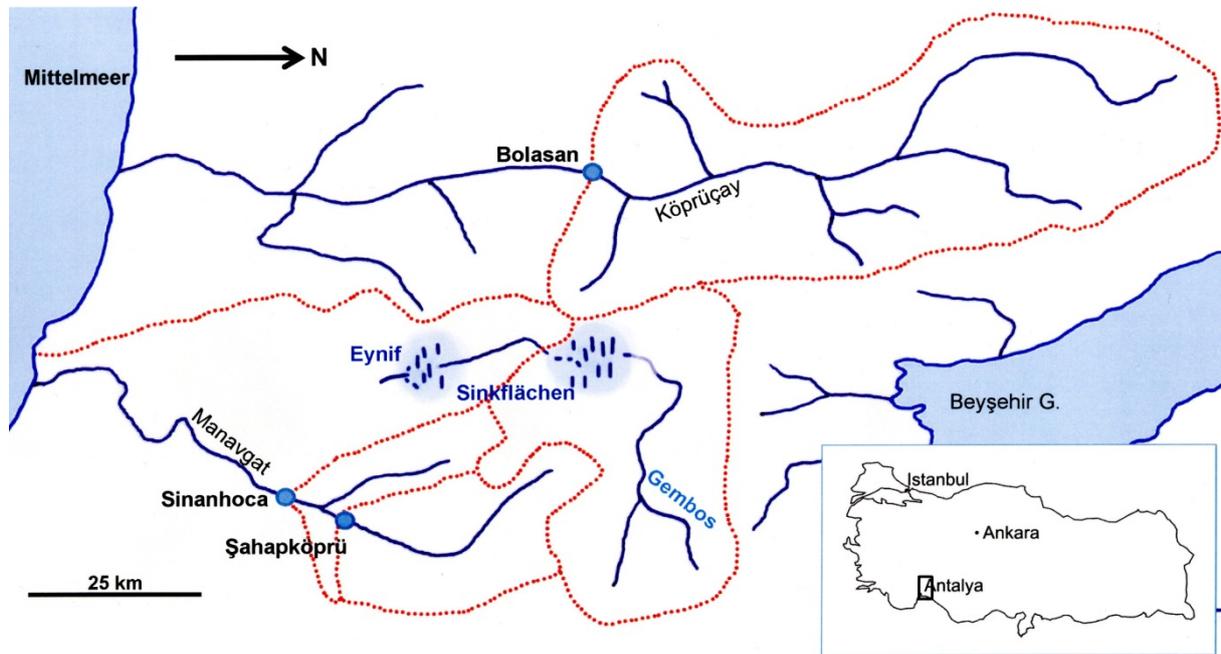


Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit oberirdischen Einzugsgebieten und Pegelstationen nach der Stationskarte der Staatlichen Wasserbehörde DSİ. Karte ist um 90° gedreht, → N.

Tab. 1. Hauptwerte der Einzugsgebiete, 1992–2008 (1 hm³ = 1 Million m³)

Pegelstation (DSİ Station Nr.)	Sinanhoca (E09A012)	Şahapköprü (E09A020)	Bolasan (E09A019)
Fluss	Manavgat	Manavgat	Köprüçay
A _{Eo} (km ²)	626	438	1538
Stationshöhe (m ü M)	245	432	435
Mittlerer Abfluss (m ³ /s)	62,2	17,6	22,9
Mittl. jährlicher Gebietsniederschlag (mm)	1425	1425	957
Mittl. jährl. Niederschlagsvolumen (hm ³)	892	624	1472
Mittl. jährl. Abflussvolumen (hm ³)	1964	554	723
Min. jährl. Abflussvolumen (hm ³) (2008)	797	218	189
Max. jährl. Abflussvolumen (hm ³) (1995)	3033	822	1096

3. Rezessionsanalyse

Der Karstgrundwasserleiter wird als Einzelspeicher mit einer potenziell nichtlinearen Beziehung zwischen Speichervolumen S und Ausfluss Q angenommen:

$$S = aQ^b \quad (1)$$

Für S in m³ und Q in m³/s hat der Faktor a die Dimension m^{3-3b}s^b. Für mittlere tägliche Abflüsse Q wird daher die Einheit von a zu m^{3-3b}d s^{b-1} und muss mit 86.400 s d⁻¹ multipliziert werden, um mit Gleichung 1 das tatsächliche Speichervolumen in m³ zu berechnen. Der Exponent b ist dimensionslos. Der Faktor a hängt von der Ausdehnung, Porosität, hydraulischen Leitfähigkeit und den morphometrischen Kennwerten des Aquifers ab, während der

Exponent b die Nichtlinearität der Speicher-Ausfluss-Beziehung abbildet (WITTENBERG 1997). Wenn kein Zufluss in den Speicher erfolgt, ist Kontinuitätsgleichung $dS/dt = -Q$. Zusammen mit Gleichung 1 und für einen Anfangswert des Abflusses Q_0 zur Zeit $t = 0$, ergibt sich die Rezession für den Speicherausfluss Q_t zur Zeit t :

$$Q_t = Q_0 \left[1 + \frac{(1-b)Q_0^{1-b}}{ab} t \right]^{\frac{1}{b-1}} \quad (2)$$

Den Zeitreihen täglicher Abflüsse an den drei Pegelstationen wurden insgesamt 399 Rückgangskurven aus allen Kalendermonaten mit Längen von mindestens fünf Tagen mit stetigem Rückgang ohne Störung durch Regenfälle entnommen und untersucht. Für jede Kurve wurden die Koeffizienten a und b nach dem Kriterium der kleinsten Fehlerquadrate so ermittelt, dass das rechnerische Ausflussvolumen während der Rezession gleich dem der beobachteten Daten ist (WITTENBERG 1997). In dieser Untersuchung wurden Rezessionen verworfen, bei denen die mittlere Abweichung der gerechneten von den gegebenen Werten größer als 10% war ($CV > 0,10$). Ein Beispiel einer solchen Kalibrierung zeigt Abbildung 2.

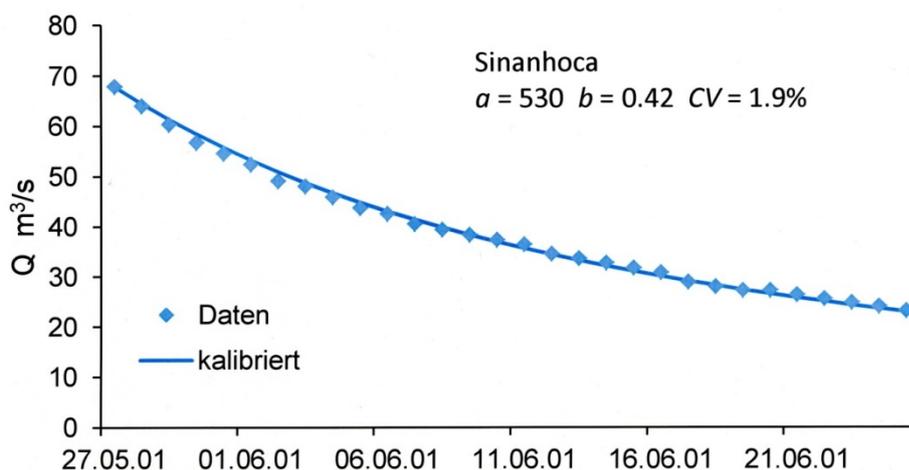


Abb. 2: Rückgangskurve täglicher mittlerer Abflüsse am Pegel Sinanhoca mit b nahe 0,5.

Die für die Rezessionen ermittelten Werte b liegen überwiegend im Bereich um 0,5. Während für den klassischen linearen Speicher $b = 1$ gilt, stellt Gleichung 1 mit dem Wert $b = 0,5$ die theoretisch und physikalisch begründete Speicher-Ausfluss-Beziehung für ungespannte Aquifere dar (WITTENBERG 1997). Für die Vereinheitlichung der Kalibrierungsergebnisse und praktische Anwendung zur Basisabflussabtrennung wurde daher der Exponent b auf den Standardwert von 0,5 fixiert und hierfür der Wert a für jede Rezession ermittelt.

Die mittleren monatlichen a -Werte für die drei Pegel und ihre jahreszeitlichen Schwankungen, hier beschrieben durch eine Fourier-Kurve ($2 \sin/\cos$), sind in Abbildung 3 gezeigt. Kleinere Werte zeigen schnellere Abflussrückgänge an, die normalerweise durch Verdunstungsverluste aus dem Grundwasser, durch Grundwasserentnahme oder andere Abgänge verursacht werden (WITTENBERG & SIVAPALAN 1999, WITTENBERG 2003, AKSOY & WITTENBERG 2011). In Karstgrundwasserleitern, wird der Parameter stark von Karstwassertransfers betroffen: Ausflüsse aus einem Karstspeicher verringern seinen a -Wert und erhö-

hen den des empfangenen Gebietes. Wie oben besprochen und durch die Werte in Tabelle 1 belegt, besteht ein großer Teil des Abflusses bei Sinanhoca aus unterirdischem Zufluss von außerhalb des eigenen Einzugsgebiets. Aufgrund der zurückgelegten Entfernung ist der Beitrag dieses Zustroms zum Basisabfluss im Vergleich zu dem im eigenen Gebiet generierten Basisabfluss verzögert. Während die Kurven von Şahapköprü und Bolasan den jahreszeitlichen Wetterverlauf mit höheren Werten während der kühlen und regnerischen Winter und niedrigeren in den heißen und trockenen Sommern widerspiegeln, zeigt die Kurve für Sinanhoca eine signifikante Zeitverschiebung von rund zwei Monaten.

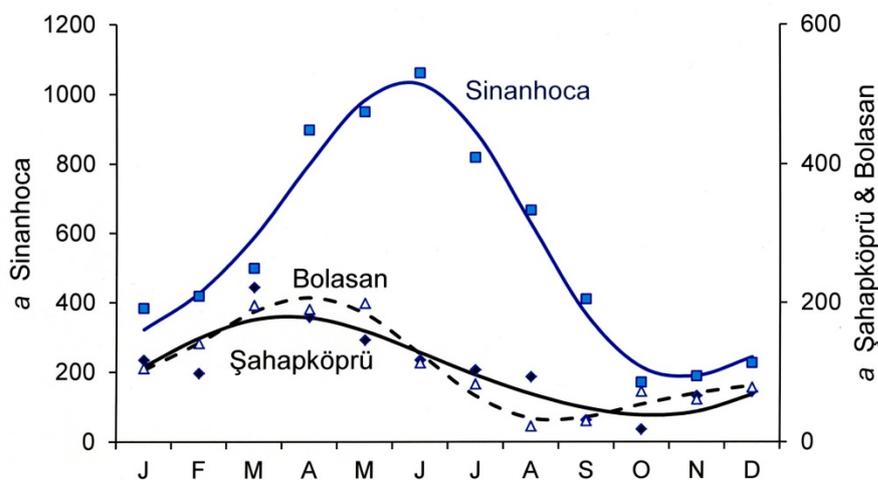


Abb. 3: Mittlere jahreszeitliche Schwankung der a -Werte.

4. Abtrennung des Basisabflusses

Für die Abtrennung des Basisabflusses von den Zeitreihen täglicher Gesamtabflüsse wurde der nichtlineare Speicheralgorithmus benutzt. Die Methode ist ausführlich in WITTENBERG (1997), WITTENBERG & SIVAPALAN (1999) beschrieben. Das FORTRAN-Programm BNL führt die Separation automatisch für langjährige Zeitreihen durch. Die Berechnung beginnt dabei am letzten Wert der Zeitreihe entgegen der Zeitachse durch Anlegen von berechneten Rezessionskurvenabschnitten als untere Umhüllende an die Ganglinie des Gesamtabflusses und deren Verbindung zu einer kontinuierlichen Separationslinie. Die Umkehrung von Gleichung 2 mit $b = 0,5$ ergibt Gleichung 4 für die Berechnung des Rezessionsabflusses zur Zeit $t - \Delta t$ aus dem Abfluss zur Zeit t . Der Zeitschritt Δt ist hier ein Tag.

$$Q_{t-\Delta t} = \left(\frac{1}{\sqrt{Q_t}} - \frac{\Delta t}{a} \right)^{-2} \quad (3)$$

Abbildung 4 zeigt die Separation für die Abflüsse des Jahres 1993 an den Pegeln Bolasan und Sinanhoca. Entsprechend der zeitlichen Verschiebung der a -Kurven in Abbildung 3, hat der Basisabfluss bei Sinanhoca seinen Schwerpunkt später als bei Bolasan und dauert länger, ein Zeichen für die Zuführung von Karstwasser. Die aus den Basisabflusseparationen gewonnenen Hauptwerte zeigt Tabelle 2.

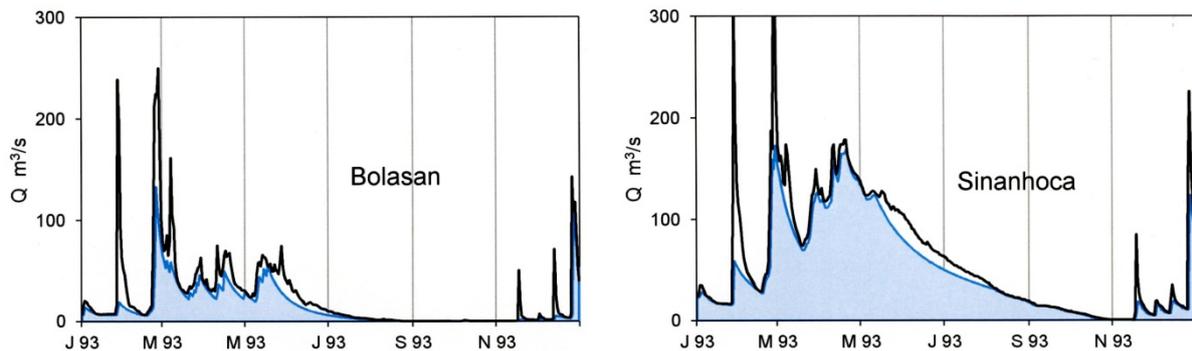


Abb. 4: Abtrennung des Basisabflusses; man beachte die zeitliche Verschiebung zwischen Bolasan und Sinanhoca.

Tab. 2: Mittlere jährliche Abflussvolumina 1992–2008

Pegelstation	Sinanhoca	Şahapköprü	Bolasan
Fluss	(Manavgat)	(Manavgat)	(Köprüçay)
A_{Eo} (km ²)	626	438	1538
Mittl. Jahresabfluss (hm ³)	1964	554	723
Mittl. Jährl. Basisabfluss (hm ³)	1720	404	490
Mittl. Jährl. Direktabfluss (hm ³)	244	151	233
Direktabfluss /Gesamtabfluss (%)	12	27	32

Ein aussagekräftiges Teilergebnis ist der Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluss (letzte Zeile, Tabelle 2). Aufgrund des erhöhten Basisabflusses ist der Anteil bei Sinanhoca deutlich niedriger als an den beiden anderen Stationen. Das Volumen des Direktabflusses entspricht etwa der Oberfläche des Einzugsgebietes. Das hohe Basisabflussvolumen bei Sinanhoca bestätigt die Hypothese der Zuführung von Karstbasisabflüssen von außerhalb. Nimmt man die Basisabflusshöhe (Volumen pro Fläche) von Şahapköprü auch für Sinanhoca an, so muss sich das Grundwassereinzugsgebiet von Sinanhoca über $438/404 \cdot 1720 = 1865$ km² erstrecken, die dreifache Fläche des topographischen Einzugsgebietes. Im folgenden Abschnitt wird ein einfaches hydrologisches Modell für diesen Wassertransfer entwickelt.

5. Karstwassertransfer-Modell

In Karstgebieten sind die hydraulischen Eigenschaften der unterirdischen Schichten im Detail unbekannt und räumlich aufgelöste Grundwassermodelle können nicht angewandt werden. Es empfiehlt sich daher, auf das Prinzip der Parsimonie oder Sparsamkeit des englischen Scholastikers William of Ockham (1288–1347) zurückzukommen, nach dem bei der Erklärung von Zusammenhängen jeweils die einfachste Theorie vorzuziehen ist, Modelle also auf eine kleine Anzahl tragfähiger Parameter „beschnitten“ (Ockham’s razor) sein sollten.

Es ist aus früheren Studien (KARANJAC & ALTUG 1980) und insbesondere durch Tracer-Einsätze (GÜNAY 1986) bekannt, dass die Quellen des Manavgat Tales von Versinkungsflächen nordwestlich des Einzugsgebietes gespeist werden. Die Karte (Abbildung 1) zeigt

dort die *Poljes* (slovenisch/kroatisch: Felder) von Eynif und Gembos und die Flüsse, die dort verschwinden. Das meiste Wasser, das auf den Flächen von Eynif Polje (950 m üM) versinkt, kommt am Manavgat auf Höhen um 250 m üM wieder an die Oberfläche (KARANJAC & ALTUG 1980). Ein Vergleich der Basisabflussvolumina von Şahapköprü und Sinanhoca (Tabelle 2) macht deutlich, dass dieser Zufluss wesentlich zwischen den beiden Stationen erfolgt. Das Karstsystem zwischen den Versinkungsflächen und der Ausflusszone wirkt dabei als Pufferspeicher. Für eine einfache Modellierung dieses Wassertransfers auf der Basis von Monatswerten wurden die folgenden Annahmen getroffen:

Die im Einzugsgebiet von Sinanhoca selbst (626 km²) generierten Abflüsse sind in jedem Monat proportional zu denen von Şahapköprü (438 km²), vergrößert im Verhältnis der Flächen mit dem Faktor $626/438 = 1,43$. Daraus ergibt sich ein mittleres jährliches Durchflussvolumen von 792 hm³. Der so berechnete Direktabfluss ist mit $1,43 \cdot 151 = 216$ hm³ in der gleichen Größenordnung wie der bei der Basisabflussabtrennung bestimmte (244 hm³). Dagegen ergibt sich der im Gebiet erzeugte Basisabfluss zu nur 578 hm³, während der separierte Gesamtbasisabfluss ein Volumen von 1720 hm³ hat. Demzufolge strömt eine mittlere jährliche Wassermenge von $1720 - 578 = 1142$ hm³ dem eigentlichen Einzugsgebiet unterirdisch zu (Tabelle 3). Monatswerte dieses Karstzuflusses wurden nach dem gleichen Prinzip als Differenz zwischen dem für Sinanhoca abgetrennten Basisabfluss und dem mit 1,43 multiplizierten Basisabfluss bei Şahapköprü bestimmt. In Abbildung 5 ist links der Verlauf für das mittlere Jahr dargestellt. Die monatlichen Transfervolumina (blau) sind Ausflüsse aus dem Karstspeicher. Die entsprechenden Zugänge in diesen Speicher, also die monatlichen Versinkungsvolumina (mittlerer Jahrewert 1142 hm³) werden hypothetisch proportional zu den Basisabflüssen bei Bolasan angenommen, da ähnliche hydrologische Bedingungen in den benachbarten Versinkungsflächen zu vermuten sind.

Tab. 3: Schätzung des mittleren jährlichen zugeströmten Basisabflussvolumens

	Basisabfluss (hm ³)	Direktabfluss (hm ³)	Gesamtabfluss (hm ³)
Şahapköprü (Basisabflusseparation)	404	151	554
Sinanhoca (Basisabflusseparation)	1720	244	1964
Sinanhoca (1.43 · Abfl. bei Şahapköprü)	578	216	792
Differenz, Karstzufluss	1142		

Da das mittlere jährliche Transfervolumen mit 1142 hm³ dem 2,33-fachen des Basisabflussvolumens bei Bolasan (490 hm³) entspricht, werden die monatlichen Basisabflusswerte von Bolasan mit diesem Faktor multipliziert. Abbildung 5 zeigt rechts die so erhaltenen Karstzugänge oder "Versinkungsflüsse" sowie die Karstausflüsse, "Transferflüsse" für das mittlere Jahr. Die Verzögerung und Dämpfung durch das Karsttransfersystem ist deutlich. Die Übertragung wird durch einen Einzellinearspeicher modelliert, bei dem der Speicherinhalt S proportional zum Ausfluss Q ist, also $S=k \cdot Q$. Aus dem Zufluss Q_s berechnet sich der Ausfluss Q_{tr} des Karstspeichers nach der Gleichung (WITTENBERG 2011):

$$Qtr_t = ((Qs_t + Qs_{t-\Delta t}) / 2 + Qtr_{t-\Delta t} \cdot (k / \Delta t - 0.5)) / (k / \Delta t + 0.5) \quad (4)$$

mit dem Zeitschritt Δt , hier 1 Monat, und der Speicherkonstante k in Monaten.

Die beste Übereinstimmung zwischen gegebenen und gerechneten Transferflüssen ergab sich für $k = 1,4$ Monate, der mittleren Verweil- oder Transportzeit im Karstspeicher.

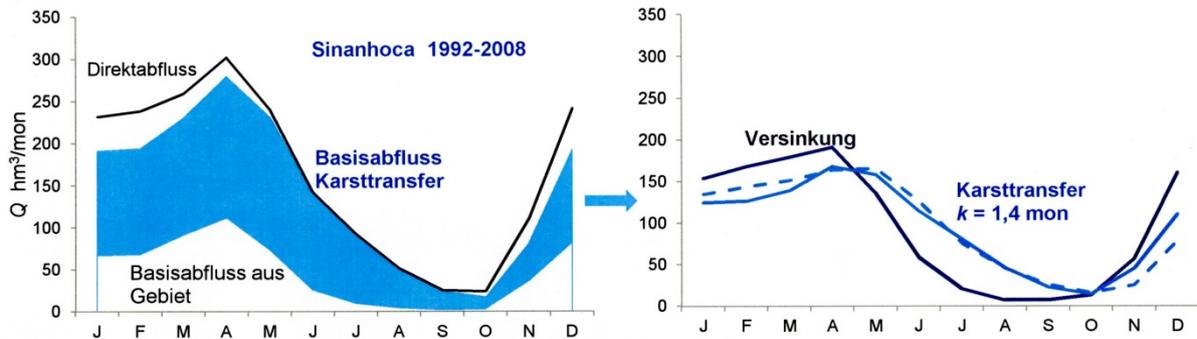


Abb. 5: links, Karsttransfer (Zufluss) als Differenz zwischen Gesamtbasisabfluss und Gebietsbasisabfluss; rechts, Karstspeicherrouting, Ermittlung der Speicherkonstante k .

Auch die Anwendung des Speicherrouting auf die Zeitreihen monatlicher Zu- und Abflüsse zeigte gute Ergebnisse (Abbildung 6). Der höchste monatliche Transferfluss im untersuchten Zeitraum 1992–2008 ereignete sich im Februar 1999 mit einem Volumen von 367 hm^3 . Nach der linearen Speicher-Ausfluss-Beziehung betrug die maximale Speicherung im Karstwasserleiter demnach $S_{max} = k \cdot Qtr_{max} = 1.4 \cdot 367 \approx 514 \text{ hm}^3$.

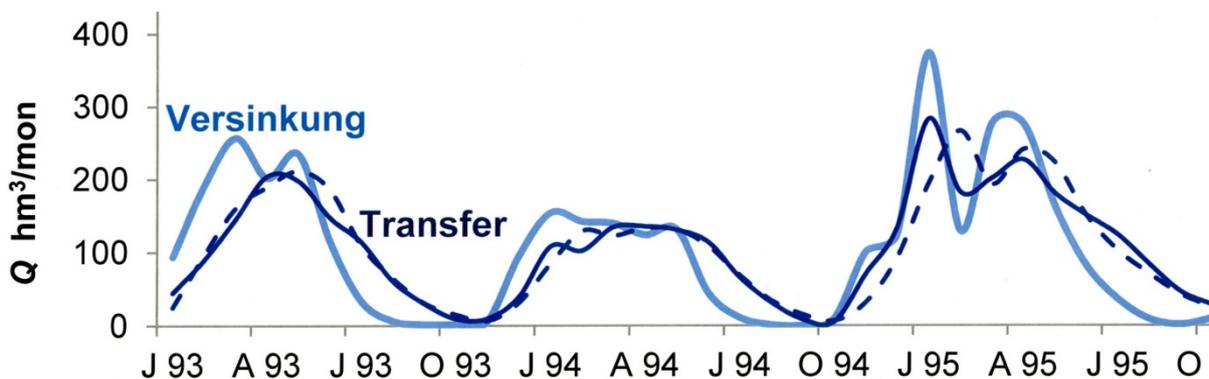


Abb. 6: Karstspeicherrouting Zeitreihe, Transfer, durchgezogene Linie: aus Basisabflüssen, gestrichelt: durch Routing.

6. Folgerungen

Der Basisabfluss von Karstflüssen lässt sich mit dem nichtlinearen Speicheralgorithmus beschreiben. Die Separation des Basisabflusses von Zeitreihen täglicher Abflüsse an drei Pegeln erlaubte die Abschätzung der durch die Karstsysteme von außerhalb des oberirdischen Einzugsgebiets übertragenen Wasserzuflüsse.

Danksagung

Die Arbeit wurde von der Türkischen Anstalt für Wissenschaftliche und Technologische Forschung (TÜBITAK) durch ein Forschungsstipendium an die Erstautorin gefördert. Der Staatlichen Wasserbehörde der Türkei (DSİ) wird für die Daten und Prof. Dr. Hafzullah Aksoy von der TU Istanbul für wichtige Hinweise gedankt.

Der Beitrag ist eine überarbeitete deutsche Fassung einer englischen Veröffentlichung der Verfasser (ERİŞ & WITTENBERG 2015).

Literatur

- AKSOY, H., WITTENBERG, H. (2011): Nonlinear baseflow recession analysis in watersheds with intermittent streamflow. *Hydrological Sciences Journal*. 56(2), 226–237.
- BAKALOWICZ, M. (2005): Karst groundwater: a challenge for new resources. *Hydrogeology Journal*. 13, 148–160.
- BENZEDEN, E., OLCAY, M.S., BAĞALI, K. (1993): Flood frequency analysis in karst river basins, *Hydrogeological Processes in Karst Terranes*. IAHS Publ. no. 207, 187–202.
- BONACCI, O. (1993): Karst springs hydrographs as indicators of karst aquifers. *Hydrological Sciences Journal*. 38(1), 51–62.
- BONACCI, O. (1995): Ground water behavior in karst: example of the Ombla Spring (Croatia). *Journal of Hydrology*. 165, 113–134.
- ERİŞ, E., WITTENBERG, H. (2015): Estimation of baseflow and water transfer in karst catchments in Mediterranean Turkey by nonlinear recession analysis. *Journal of Hydrology* 530, 500–507.
- EROSKAY, S.O., GÜNAY, G., ARIKAN, A. (1986): Oymapınar barajının karst ortamındaki etkileri (Effects of Oymapınar dam in the karst medium), TÜBITAK TBAG-625 Project Report, 113p (*in Turkish*).
- GÜNAY, G. (1986): Karst groundwater studies in Manavgat River basin, Turkey. *Karst Water Resources (Proceedings of the Ankara-Antalya Symposium)*, IAHS Publ. no. 161: 333–341.
- MILANOVIC, P.T. (2004): *Water resources engineering in karst*. CRC Press, 328 p.
- KARANJAC, J., ALTUG, A. (1980): Karstic spring recession hydrograph and water temperature analysis: Oymapınar Dam project, Turkey. 45, 203–217.
- KNOP, A. (1878): Über die hydrographischen Beziehungen zwischen der Donau und der Aachquelle im badischen Oberlande. In: *Neues Jahrb. Mineral. Geol. Palaeontol.* S. 350–363.
- KOÇ, A.C. (2008): Evaluation of karstic aquifers contribution to streams by the statistical analysis of recession curves. *Journal of Earth System Sciences*. 117(1), 59–67.
- ROCHE, M. (1963): *Hydrologie de Surface*. Gauthier-Villars Editeur, Paris.
- WITTENBERG, H. (1997): Der nichtlineare Speicher als Alternative zur Beschreibung von Basisabfluss, Grundwasserspeicherung und Trockenwetterganglinie. *Wasserwirtschaft*, 87, 12, 570–574.

- WITTENBERG, H. (2003): Effects of season and man-made changes on baseflow and flow recession: case studies. *Hydrological Processes*. 17, 2113–2123.
- WITTENBERG, H. (2011): *Praktische Hydrologie*. S.1–114. Vieweg+Teubner, Wiesbaden.
- WITTENBERG, H. & SIVAPALAN, M. (1999): Watershed groundwater balance estimation using streamflow recession analysis and baseflow separation. *Journal of Hydrology*. 219, 20–33.
- WITTENBERG, H., MATZ, R., RHODE, C. (2003): Oberirdisches und unterirdisches Einzugsgebiet - Bedeutung für den Wasserhaushalt. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 4, 2, 29–32.
- YURTSEVER, Y. & PAYNE, B. R. (1985): Time-variant linear compartmental model approach to study flow dynamics of a karstic groundwater system by the aid of environmental tritium (A case study of a south-eastern karst area in Turkey). *Karst Water Resources*, IAHS Publ. 161, 545–561.

Das Projekt „W-Q-Elbe 1890“ – Grundlage für eine Neubewertung der Hochwassersituation an der Elbe

Martin Helms, Jürgen Ihringer und Jörg Uwe Belz

Zusammenfassung

Wasserwirtschaftliche Planungen und Bemessungen erfordern langfristig konsistente Abflussreihen. An den deutschen Elbepegeln wurden daher Abflusskurven und -reihen im Projekt „W-Q Elbe 1890“ für den Zeitraum 1890–2006 überarbeitet bzw. rekonstruiert. Auf dieser Grundlage wurden im Elbabschnitt zwischen Dresden und Aken homogenisierte Hochwasserstatistiken für den wasserwirtschaftlichen Ist-Zustand berechnet. Um dabei prozessbedingte Unsicherheiten im Extrembereich besser einzuschätzen, wurde eine Informationserweiterung über simulierte Hochwasserszenarien vorgenommen. Schließlich werden ein Fazit gezogen und weitere Untersuchungsperspektiven angesprochen.

1. Einleitung

Wasserwirtschaftliche Planungen und Bemessungen an der Elbe erfordern eine umfassende Kenntnis ihres Abflussgeschehens. Dies gilt für alle Abflussbereiche, besonders aber für die Extreme. Vorliegender Beitrag bezieht sich dabei auf den Hochwasser-(HW-)Bereich.

Begründete Aussagen zur Auftretenswahrscheinlichkeit extremer und seltener HW-Ereignisse, wie vom August 2002, Juni 2013 oder noch größeren Ausmaßes, setzen zunächst langfristige und konsistente tägliche Abflussreihen an den Elbepegeln mit einer ausreichenden Anzahl vergleichbarer Referenzereignisse voraus. Diese Voraussetzung war am deutschen Elbelauf bis vor kurzem nicht zufriedenstellend erfüllt. Im Projekt „W-Q Elbe 1890“ im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurden daher am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) die bisher genutzten Abflusskurven aller deutschen Elbepegel (siehe Abbildung 1) für den Zeitraum 1890–2006 mit hydrologischen und diagnostischen Methoden überarbeitet bzw. rekonstruiert (Kapitel 2).

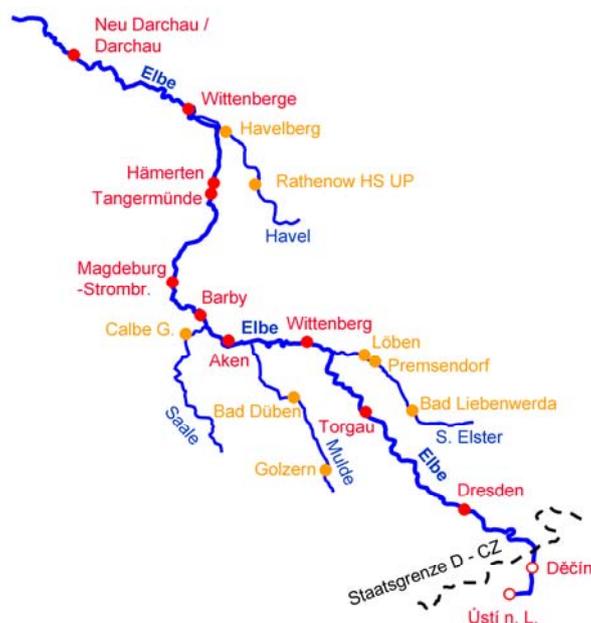


Abb. 1: Elbelauf im deutschen Bereich mit wichtigsten Zuflüssen und untersuchten Pegeln.

Eine auf den wasserwirtschaftlichen Ist-Zustand bezogene Wahrscheinlichkeitsanalyse von HW-Ereignissen der Elbe setzt zudem die Homogenität der analysierten Abflussreihen in Bezug auf die heutigen Wirkungen der wichtigsten Talsperren im Einzugsgebiet sowie unter der Annahme standfester Deiche am deutschen Elbelauf voraus. Im Kapitel 3 wird eine solche Homogenisierung exemplarisch für den Elbeabschnitt zwischen den Pegeln Dresden und Aken und den Zeitraum 1890–2013 vorgenommen. Aus den daraus resultierenden Abflussreihen werden Serien jährlicher Scheitelabflüsse gebildet und extremwertstatistisch analysiert. Da sich aus dieser Analyse prozessbedingte Unsicherheiten ergeben, werden im Kapitel 4 Wege der Informationserweiterung diskutiert. Im Kapitel 5 werden schließlich ein Fazit gezogen und Perspektiven notwendiger weiterer Untersuchungen erörtert.

2. Überarbeitung und Rekonstruktion der Abflusskurven und Abflussreihen der deutschen Elbepegel im Zeitraum 1890–2006

Bei der Analyse des Abflussprozesses der Elbe ergaben sich bisher Probleme durch fehlende Abflussreihen bzw. Abflusskurven einiger deutscher Elbepegel bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts sowie durch fehlerhafte oder nicht hinreichend ausdifferenzierte Abflusskurven, die den vielfältigen Entwicklungen im Gerinne und im Vorland der Elbe seit Ende des 19. Jahrhunderts nicht gerecht wurden. Im Projekt „W-Q-Elbe 1890“ wurden daher die bisher genutzten Abflusskurven kritisch geprüft und bei identifizierten Inkonsistenzen plausibilisiert. Bisher fehlende Abflusskurven wurden rekonstruiert. Zu diesem Zweck wurden hydrologische Simulations- und diagnostische Methoden angewandt. Es wurde zunächst der Zeitraum 1971–2006 mit einer vergleichsweise zuverlässigen, räumlich und zeitlich dichten Informationsgrundlage untersucht. Die für diesen Zeitraum gewonnenen Erkenntnisse waren eine wertvolle Referenz, um anschließend den Zeitraum 1890–1970 mit eingeschränkter und unsichererer Informationslage einzubeziehen.

Eine wesentliche Methode bestand darin, bisher angewandte oder neu abgeleitete Abflusskurven für einen Gültigkeitszeitraum in einem Wasserstand-Abfluss-Diagramm zusammen mit Abflusskurven zeitlich benachbarter Gültigkeitszeiträume aufzutragen, zu vergleichen und zu interpretieren (siehe Abbildung 3). Eine zusätzliche Auftragung der in den Gültigkeitszeiträumen durchgeführten (direkten) Abflussmessungen gegenüber den zugehörigen Wasserständen gab Aufschlüsse über die Eignung und Zuverlässigkeit der Abflusskurve bzw. ihrer Segmente, sowie über ihre ggf. notwendige Änderung. Dabei ergab sich allerdings das Problem, dass der zeitweise stark dynamischen und unregelmäßigen Entwicklung der Abflusskurven ein zeit- und abflussbereichsweiser Mangel an Abflussmessungen gegenüberstand. Häufig ließ sich die Entwicklung der Abflusskurven pro Einzelpegel nicht kontinuierlich durch Abflussmessungen belegen. In der Vergangenheit wurden daher notwendige Änderungen der Abflusskurven oft erst zu spät erkannt. Teilweise wurden sie dann nicht rückwirkend, sondern nur ab dem Feststellungszeitpunkt vorgenommen. Hinzu kam eine zum Teil hohe Unsicherheit der Abflussmessungen, gerade auch im HW-Bereich sowie im historischen Zeitbereich, jedoch auch bei den ersten ADCP-Messungen der jüngeren Vergangenheit (u. a. noch beim Augusthochwasser 2002). So kam es in der Vergangenheit oft vor, dass fehlerhafte Abflussmessungen zur Annahme fehlerhafter Abflusskurven führten. Zur besser begründeten Erfassung der Abflusskurvenentwicklungen wurde im Projekt „WQ-Elbe 1890“ somit ein pegelübergreifender Ansatz verfolgt.

Eine weitere Methode dieses Ansatzes war die Simulation des Wellenablaufs in der Elbe und ihren wichtigsten Nebenflüssen mit einem anhand zuverlässiger Abflussreihen validierten Translations-Diffusions-Modell TDM (HELMS et al. 2002). In der anschließenden Diagnose wurden die von oberliegenden Pegeln stammenden, simulierten Abflusswerte und die an unterliegenden Pegeln beobachteten (aus Wasserständen und Abflusskurven berechneten) Abflusswerte z. B. in Streudiagrammen aufeinander bezogen, um ihre Konsistenz zeitlich differenziert und pegelübergreifend zu analysieren. Unsichere Abflussreihen konnten damit gegenüber der Referenz besser abgesicherter Abflussreihen bewertet werden, womit sich ggf. auch Hinweise auf notwendige Plausibilisierungen ergaben. Bei extremen HW-Abflüssen waren u. U. spezifische Retentionseffekte in der Diagnose zu berücksichtigen. Neben der Diagnose trug das TDM auch zur Rekonstruktion bisher nicht verfügbarer Abflussreihen bei. Weitere Hinweise lieferten Bilanzierungen von Füllen einzelner Abflussereignisse an benachbarten Pegeln sowie Längsschnittentwicklungen statistischer HW-Abflusskenngrößen. Falls nach der Diagnose notwendig, wurden Abflusskurven bzw. ihre Segmente modifiziert. Die Modifikationen erfolgten durch Verschiebung der Segmente parallel zur Wasserstands- oder Abflussachse, durch Rekombination von oder Interpolation zwischen Segmenten verschiedener Gültigkeitszeiträume, durch Neuberechnung der Segmente als Ausgleichsfunktion von Abflussmessungen oder – wenn nicht anders möglich – durch Segmentverformung. Die Anwendungen dieser Methoden wurden aufeinander abgestimmt, um ein plausibles Gesamtbild für die Elbe- und Nebenflusspegel zu erreichen. Neben den schon angesprochenen Problemen infolge unsicherer Abflussmessungen sowie fehlerhafter, zeitlich nicht hinreichend ausdifferenzierter oder nicht rechtzeitig aktualisierter Abflusskurven ergaben sich bei der Überarbeitung und Rekonstruktion der Abflusskurven vielfältige weitere Probleme:

- eine langfristig variable saisonale Differenzierung der HW-Segmente an mehreren Elbepiegeln infolge der Vegetationsentwicklung im Überflutungsbereich;
- eine Vielgestalt von Abflusskurven, die eine segmentweise differenzierte Behandlung der Abflusskurven erfordert (pauschale Potenzfunktion ist nicht hinreichend flexibel);
- komplexe hydraulische Situationen im Magdeburger Bereich (v. a. bei Nutzung des Umflutkanals bei größeren HW-Ereignissen) und an der Havelmündung (v. a. historische Retentionswirkung bei Elbe-HW vor Absperrung der Havelmündung im Jahr 1954), für die konzeptionelle hydrologische Ansätze erarbeitet wurden.
- veränderliche Retentionsräume: Retentionsraumzugang in verschiedenen Elbabschnitten im Verlauf des 20. Jahrhunderts, Retention nach Deichbrüchen bei extremen HW-Ereignissen. Die variablen Bedingungen erforderten angepasste Strukturen und Parameter des TDM.
- die Notwendigkeit der Plausibilisierung und Rekonstruktion auch für Abflussreihen der wichtigsten Nebenflüsse der Elbe (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel), allerdings nur mit einem dem Abflussniveau der Elbe entsprechenden Genauigkeitsanspruch.
- Vereisungsphasen, die zunächst bei der Ableitung von Abflusskurven ausgeschlossen wurden, um sie später unter Annahme eisfreier Verhältnisse durch simulierte oder empirisch ermittelte Werte zu ersetzen. Auch die indirekte, zerstörerische Wirkung des Eises war zu beachten, da hieraus häufig Veränderungen in der Abflusskurve folgten.

- Vielfältige anthropogene Einflüsse. Im HW-Zusammenhang hervorzuheben sind die Mittelwasser- und Niedrigwasserregulierung mit daraus folgender starker Sohlerosion sowie unterschiedliche Bewirtschaftungsformen und -intensitäten in Überflutungsbereichen.
- Probleme in der Erfassung, Dokumentation und Archivierung von Wasserstands- und Abflussreihen: Pegelverlegungen, Verschiebung von Pegelnullpunkten, fehlerhafte Einzelwerte (meist korrigierbar), Datenverluste (kriegsbedingt oder Mängel in der Lagerung).
- Unterschiedliche Versionen bisher gültiger oder diskutierter Abflusskurven. Dennoch wurde möglichst ein konservativer Ansatz verfolgt, um das in Abflusskurven enthaltene Fachwissen zu erhalten. Historische Fachinformation lag jedoch häufig nur für bestimmte Zeitpunkte, Orte oder Aspekte sowie häufig nur in knapper und qualitativer Form vor.

Trotz der vielfältigen, sich überlagernden Probleme konnten plausible Abflusskurven und tägliche Abflussreihen aller deutschen Elbepegel zwischen Dresden und Neu Darchau für den Zeitraum 1890-2006 auf verfügbare Abflussmessungen und aufeinander abgestimmt werden. In diesem Beitrag werden die Rekonstruktion der extremen HW-Ereignisse aus dem August 2002 und aus den 1890er Jahren sowie auch eine erste Betrachtung zum HW-Ereignis aus dem Juni 2013 (nicht Gegenstand des Projekts „WQ-Elbe 1890“) im Bereich zwischen den Elbepegeln Dresden und Aken hervorgehoben.

Die Rekonstruktion des Augusthochwassers 2002 war nicht nur für HW-Statistiken wichtig, sondern (neben dem Frühjahrshochwasser 2006) auch wegen seiner intensiven Beobachtung im extremen HW-Bereich, womit sich eine Referenz zur Bewertung früherer HW-Ereignisse und Abflusskurven ergab (z.B. im Hinblick auf die saisonale Differenzierung von Abflusskurven im HW-Segment). Allerdings waren spezifische Retentionseffekte nach Deichbrüchen an der Elbe und an der Mulde zu berücksichtigen. Deren Überflutungsflächen waren jedoch gut dokumentiert, so dass die Retentionseffekte in eine Simulation des Wellenablaufs eingebunden werden konnten. Abbildung 2 zeigt die beobachtete Abflussganglinie (nach Wasserständen und Abflusskurve; Scheitel 4185 m³/s) gegenüber der mit deichbruchbedingten Retentionseffekten simulierten Ganglinie des Pegels Aken.

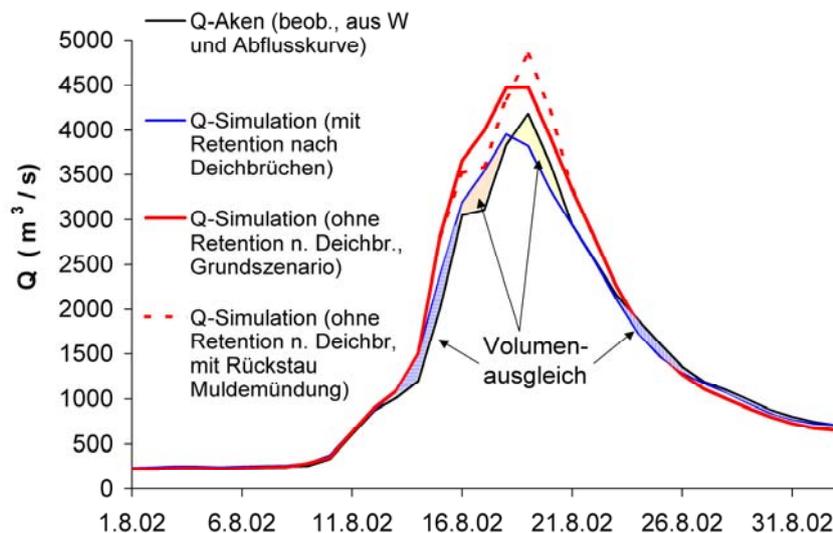


Abb. 2: Abflussganglinien des Elbepegels Aken aus Beobachtung und Simulation.

Im Scheitelbereich ergibt sich eine unterschiedliche Form, jedoch eine Volumenentsprechung. Die beobachtete Scheitelform Akens bestätigte sich in Abstimmung mit dem Pegel Barby und den Saalepegeln. Als ihre Ursache wird ein ereignisspezifischer Rückstauereffekt durch die sich überlagernden HW-Wellen von Elbe und Mulde angenommen. Abbildung 2 zeigt ferner die unter Annahme eines unbegrenzt leistungsfähigen Gewässerprofils der Elbe mit standfesten Deichen simulierte und damit erhöhte Ganglinie Akens (Scheitel $4480 \text{ m}^3/\text{s}$). Der Scheitel erhöht sich weiter auf $4840 \text{ m}^3/\text{s}$, wenn zur (annähernden) Berücksichtigung eines Rückstauereffekts durch sich überlagernde HW-Wellen der Elbe und Mulde die o. g. Scheitelverformung auch auf die Situation ohne Deichbrüche übertragen wird.

Bis zum Juni 2013 war im Bereich zwischen Dresden und Aken am ehesten das Septemberhochwasser 1890 mit dem Augusthochwasser 2002 vergleichbar. Der Abflussscheitel dieses Ereignisses in Dresden wurde bis vor kurzem mit $4450 \text{ m}^3/\text{s}$ angenommen (August 2002: $4500 \text{ m}^3/\text{s}$), siehe Abbildung 3. Dieser Abflussscheitel von 1890 bzw. die zugehörige Abflusskurve liegen bei gleichen Wasserständen auffällig höher als die durch Messungen belegten Abflusskurven der HW-Ereignisse vom August 2002 und vom April 2006 (letzteres nach durchflusserhöhenden Maßnahmen nach dem Ereignis 2002). Auch Abflussmessungen in Dresden aus dem Jahr 1895 sprechen, wenn auch bei geringeren Wasserständen, gegen die bisher für 1890 angenommene Abflusskurve. In einer hydraulischen Studie unter Einbeziehung historischer Information wurden daher Abflusskurven für 1890 und die darauf folgenden Jahre mit reduzierten Abflüssen abgeleitet (BARTL & GRÜNEWALD 2008; MATZ & POHL, 2008). Demnach hatte der Abflussscheitel 1890 einen Tageswert von $3811 \text{ m}^3/\text{s}$.

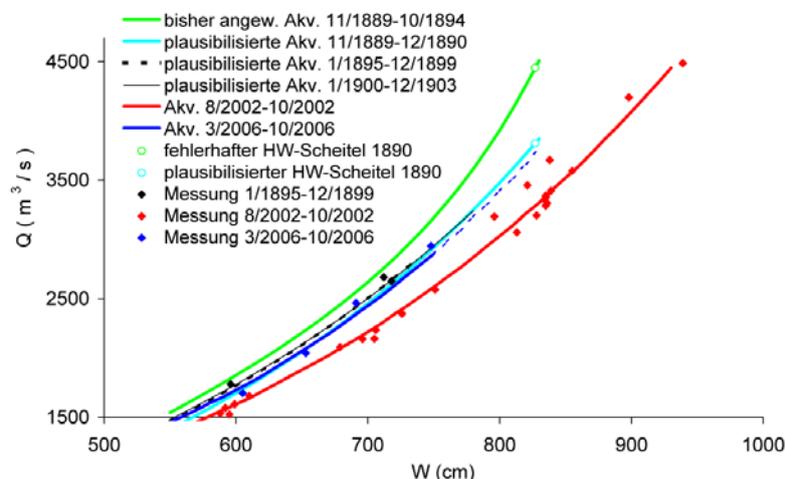


Abb. 3: HW-Segmente von Abflusskurven (Akv.) und Abflussmessungen am Pegel Dresden.

Die reduzierten HW-Abflüsse Dresdens wurden weiterführend im Zusammenhang mit den unterstromigen Elbepegeln (mit verfügbaren HW-Abflussmessungen in Barby, Magdeburg und Hämerten) und mit allen HW-Ereignissen der Jahre 1890–1900 analysiert. Für das HW-Ereignis 1890 waren dabei Deichbrüche auf den Elbestrecken zwischen den Pegeln Dresden und Torgau sowie zwischen Torgau und Wittenberg zu beachten (KÖNIGLICHE ELBSTROMBAUVERWALTUNG 1898). Simulierte und beobachtete Abflussscheitelbereiche

ergaben im Vergleich ebenfalls Hinweise auf entsprechende Retentionseffekte (siehe Abbildung 4), für die Strecke Torgau-Wittenberg auch für die HW-Ereignisse der Jahre 1891, 1895, 1896 und 1900. Abbildung 4 zeigt ferner die aus den ohne Retentionseffekte simulierten und den beobachteten Abflussganglinien abgeleiteten Retentionsvolumina für die Strecke Torgau-Wittenberg. Sie haben gegenüber dem zuverlässiger erfassten Retentionsvolumen des Augusthochwassers 2002 plausible Größenordnungen. Damit bestätigen sich die Notwendigkeit und das Ausmaß der Reduzierung der HW-Segmente der Abflusskurven von Dresden für das HW-Ereignis 1890 und für die Folgejahre (siehe Abbildung 3).

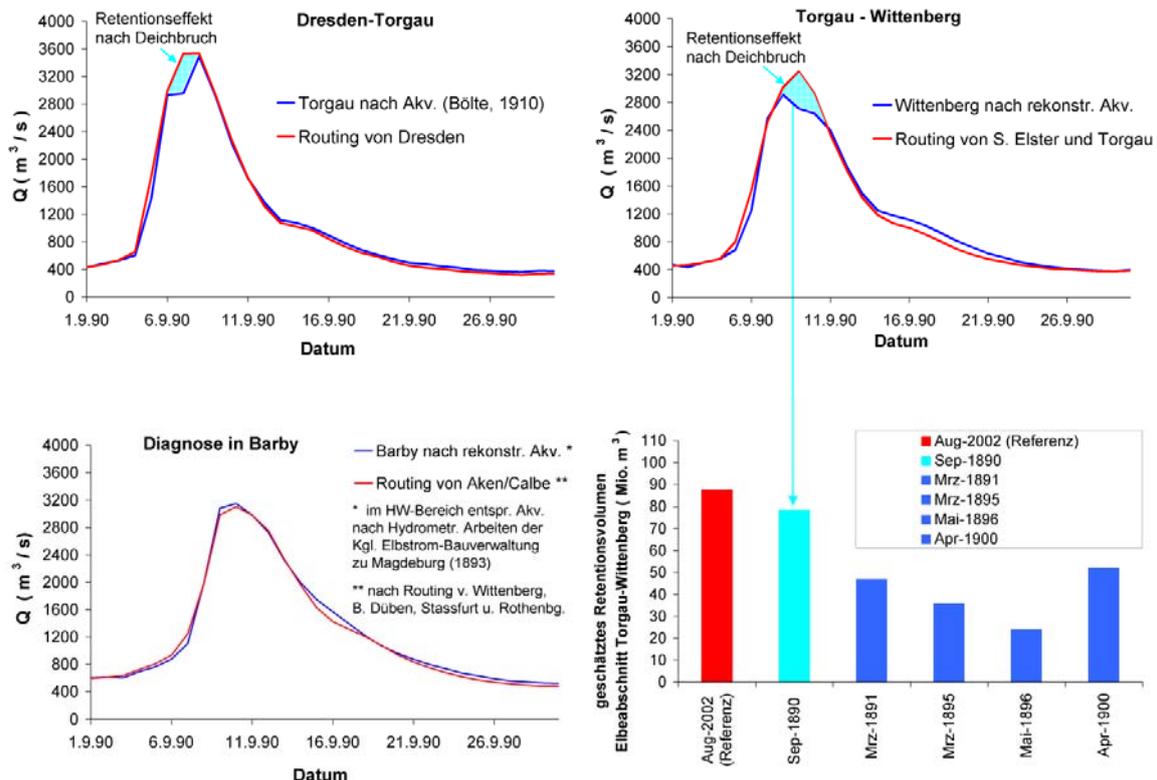


Abb. 4: Durch das TDM ohne spezifische Retentionseffekte geroutete sowie aus Wasserständen und Abflusskurven berechnete Abflussganglinien des HW-Ereignisses vom Sept. 1890 an den Pegeln Torgau, Wittenberg und Barby. Geschätzte Retentionsvolumina nach Deichbrüchen zwischen Torgau und Wittenberg bei verschiedenen HW-Ereignissen.

Ähnlich wie die HW-Ereignisse der Jahre 2002 und 2006 wurden an der Elbe auch die extremen HW-Ereignisse des Januar 2011 und des Juni 2013 intensiv beobachtet und dokumentiert, siehe z. B. (BELZ et al. 2014; IKSE 2014). Diese bisher nicht im Projekt W-Q Elbe 1890 berücksichtigten Ereignisse können als weitere Referenz zur Beurteilung der Abflussverhältnisse im extremen HW-Bereich der Elbe dienen und die Erkenntnisse aus dem Projekt W-Q Elbe 1890 bestätigen oder erweitern. Die anhand von aktuell angenommenen täglichen Abflussreihen, verfügbaren Abflussmessungen und einer (volumentreuen) TDM-Simulation entwickelte Abbildung 5 für das HW-Ereignis 2013 im Bereich zwischen Dresden und Aken zeigt exemplarisch den Bedarf einer pegelübergreifenden Abstimmung der Abflussreihen und -kurven dieses Ereignisses sowie ihrer wechselseitigen Bewertung mit den im Projekt

W-Q Elbe 1890 abgeleiteten Abflusskurven. Besondere Berücksichtigung sollte dabei die im Projekt W-Q Elbe 1890 für die Pegel Wittenberg und Aken identifizierte saisonale Differenzierung der HW-Segmente der Abflusskurven finden. Auch für die Elbe unterhalb von Aken ergibt sich dieser Bedarf, wobei weitere Aspekte hinzu kommen (u.a. überlagerndes HW-Ereignis der Saale, Deichbrüche, HW-Situationen in Magdeburg und im Bereich der Havelmündung). Durch die zeitnahe, gründliche und pegelübergreifende Aufbereitung der bei den genannten HW-Ereignissen erhobenen Information ist zu gewährleisten, dass sie nicht nur aktuell, sondern als zuverlässige Referenz auch für zukünftige Arbeiten verfügbar bleibt. Die Einbeziehung dieser HW-Ereignisse nach aktuell angenommenen Abflussdaten in nachfolgende Betrachtungen dieses Beitrags ist vorläufig.

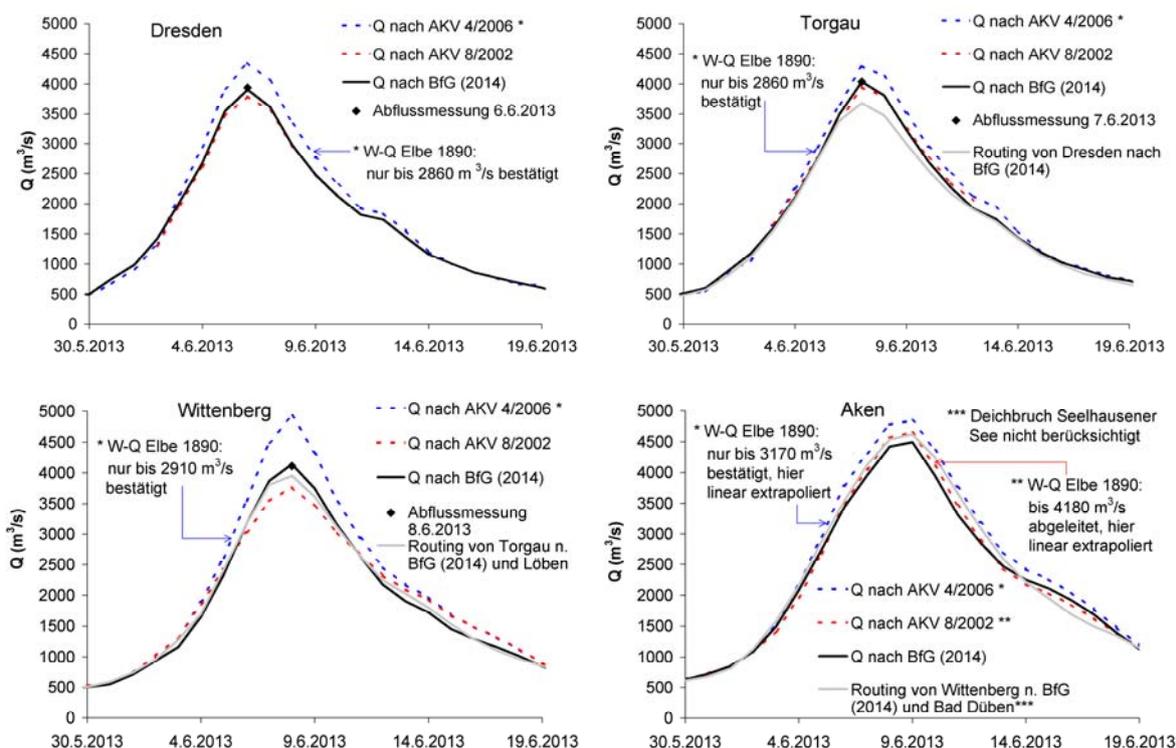


Abb. 5: Bisher angenommene Abflussganglinien des Junihochwassers 2013 im Vergleich mit Ganglinien aus der Anwendung der Abflusskurven (AKV) vom August 2002 und vom April 2006, mit Abflussmessungen sowie mit von oberstrom gerouteten Ganglinien.

3. Homogenisierte Hochwasserstatistiken im Bereich der Elbepegel Dresden bis Aken

Die bis zum Jahr 2006 konsistenzbereinigten Abflussreihen ab 1890 enthalten neben den jüngeren HW-Ereignissen der Jahre 2002 und 2013 weitere extreme HW-Ereignisse, was die Einbeziehung der HW-Ereignisse 2002 und 2013 in repräsentative HW-Statistiken unterstützt. Als weitere Voraussetzung für eine Extremwertstatistik waren Inhomogenitäten zu eliminieren. Im hier betrachteten Elbabschnitt betraf dies neben Deichbrücheffekten (siehe Kapitel 2) den langfristig variablen Einfluss durch die tschechischen Talsperren ab den 1950/60er Jahren. Die Abflussreihen wurden daher bezogen auf den heutigen Talsperreneinfluss (TSE) homogenisiert. Dabei wurde auf Arbeiten des MŽP et al (2005) und HELMS et al. (2008) aufgebaut, womit bereits für den Pegel Dresden Abflussreihen 1890–2006 mit

heutigem sowie mit historisch real aufgetretenem (vor 1954 keinem) TSE vorlagen („hTSE“ und „rTSE“). Um auch die Abflussreihen der Pegel Torgau, Wittenberg und Aken für den hTSE zu homogenisieren, wurden die Reihen mit hTSE und rTSE von oberliegenden Pegeln (z. B. Dresden) zu unterliegenden Pegeln (z. B. Torgau) geroutet und dort die Differenzganglinie (geroutete Reihe mit rTSE minus diejenige mit hTSE) berechnet. Diese wurde anschließend von der am unterliegenden Pegel beobachteten Abflussreihe, in der der rTSE ausgeprägt ist, abgezogen. In die Homogenisierung wurde ferner die Annahme standfester Deiche am deutschen Elbelauf einbezogen, indem die deichbruchbedingten Retentionseffekte bei den HW-Ereignissen 1890, 1891, 1895, 1896, 1900 und 2002 am jeweils unterliegenden Pegel aufgeschlagen wurden.

Anhand der homogenisierten und trendfreien Serien jährlicher Scheiteltagesabflüsse HQ 1890–2013 wurden Extremwertstatistiken für den Ist-Zustand berechnet. Abbildung 6 zeigt angepasste Verteilungsfunktionen (VF'n) und plotting positions nach Weibull (PP) für die HQ-Serien Dresdens und Akens.

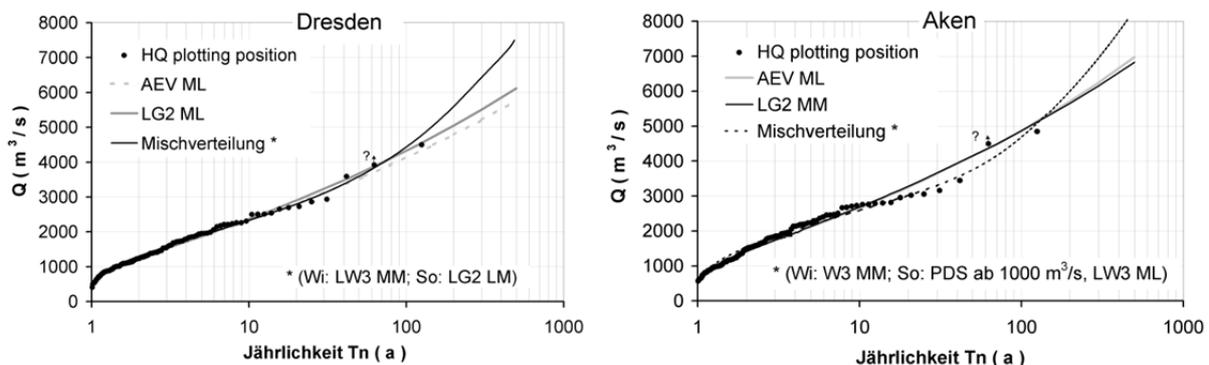


Abb. 6: Plotting positions homogenisierter Serien maximaler jährlicher Abflussscheitel 1890–2013 sowie daran angepasste Verteilungsfunktionen für die Elbepegel Dresden und Aken. LG2 - zweiparametrische Gammaverteilung, AEV - Allg. Extremwertverteilung, (L)W3 - dreiparametrische (log.) Weibullverteilung, MM - Momentenmethode, ML - Max. Likelihood-Methode, PDS - partielle Serie, So/Wi - hydrologisches Sommer-/Winterhalbjahr.

Dabei führen Streuungen der PP im Extrembereich zu einer Unsicherheit bei der Auswahl geeigneter und extrapolierbarer VF. Es fällt auf, dass die drei größten HQ (Sept. 1890, Aug. 2002 und Juni 2013) jeweils aus dem hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai bis Okt.) stammen, die nächstgrößeren Scheitel jedoch überwiegend aus dem Winter oder Frühjahr (Nov. bis April). Daher wurden auch für die HQ-Serien dieser Halbjahre VF'n angepasst (mit guten Übereinstimmungen mit dem Verlauf der PP bis in den Extrembereich). Aus diesen VF'n wurden Mischverteilungen für das Gesamtjahr abgeleitet (DWA 2012). In Abbildung 6 zeigen deren VF'n im problematischen Extrembereich einen flexibleren Verlauf als die pauschal angepassten VF'n. Sie führen allerdings zu sehr hohen Abflüssen im Extrapolationsbereich, deren Plausibilität zu hinterfragen ist. In geringerem Ausmaß gilt dies auch für die pauschal angepassten VF'n. Um auszuloten, welche HW-Abflüsse unter noch realistischen Bedingungen möglich sind, bedarf es einer Informationserweiterung.

4. Informationserweiterung als Argumentationsstütze für Hochwasserstatistiken

Am Pegel Dresden wurden für bekannte historische HW-Ereignisse bis vor kurzem sehr hohe Abflussscheitel angegeben (u. a. 5700 m³/s im März 1845, 5200 m³/s im März 1784, 5000 m³/s im August 1501, siehe z. B. (FÜGNER 1984)). Bei diesen Ereignissen sind jedoch die Abflusskurven kritisch zu hinterfragen. Nach SIGLOW (2007), zitiert in (KIRSCH & POHL 2011), ist der Abflussscheitel von 1845 auf 4335 m³/s zu reduzieren. Bei diesem Ereignis sowie auch bei dem von 1784 sind zudem Eisstauereffekte zu berücksichtigen (SCHMIDT 2000), die die Abflussscheitel erhöhten. Auch eine dämpfende Talsperrenwirkung war damals nicht vorhanden. Die historischen Winter- und Frühjahrsereignisse dürften somit, wie auch diejenigen nach 1890, unter eisfreien, heutigen Verhältnissen kaum 4000 m³/s überstiegen haben. Für das Ereignis vom August 1501 liegen weniger Informationen vor. In der Folge kam es bis zum September 1890 zu keinen sommerlichen Ereignissen, deren Ausmaß dasjenige dieser beiden Ereignisse erreichte. Offenbar waren solche sommerlichen Extremereignisse unter Klimabedingungen der Kleinen Eiszeit weniger wahrscheinlich. Insgesamt sind die aus historischen HW-Ereignissen für eine HW-Statistik der Elbe zusätzlich ableitbaren Aussagen zwar wichtig, aber begrenzt.

Umfassendere Aussagen erlauben extreme HW-Szenarien für die Elbe. Im hier betrachteten Elbeabschnitt zwischen Dresden und Aken wurden solche HW-Szenarien in Zusammenarbeit des Karlsruher Instituts für Technologie mit dem Tschechischen Hydrometeorologischen Institut simuliert, nachdem die dafür genutzten Modelle der Meteorologie (Vorhersagemodell COSMO) und der Hydrologie (Aqualog im tschechischen, TDM und gebietsspezifisch-konzeptionelles NA-Modell im deutschen Bereich bis zum Elbepegel Aken) gekoppelt und im Skalenbereich des Elbe-Einzugsgebiets bis in den extremen HW-Bereich validiert wurden (KRON et al. 2010; HELMS 2015). Bei allen Simulationen wurde die Talsperrenwirkung im tschechischen Bereich berücksichtigt und die Annahme eines unbegrenzt leistungsfähigen Gerinnes (ohne Deichbrüche oder spezifische Rückstauereffekte) im deutschen Elbeabschnitt getroffen. Damit ergab sich z.B. ein Scheitel des Augusthochwassers 2002 in Aken von 4480 m³/s (siehe Kapitel 2 mit Abbildung 2).

Ausgehend von diesem Grundszenario wurden für das Augusthochwasser 2002 die Randbedingungen von COSMO in realistischem Rahmen modifiziert. Wie auch weitere Szenarien, führte z. B. eine um 10 % erhöhte relative Luftfeuchte in den COSMO-Randdaten zu deutlich erhöhten Abflussscheiteln (Dresden 5490 m³/s, Aken 5790 m³/s). Weiter erhöhte Abflussscheitel ergaben sich in einem rekombinierten Szenario mit der Annahme des zweifachen Auftretens des Augusthochwassers 2002 mit einem im Witterungsablauf realistischen Zeitabstand von 24 Tagen (Dresden 6125 m³/s, Aken 6830 m³/s), jedoch handelt es sich hierbei bereits um eine bewusst extrem definierte (aber nicht auszuschließende) Konstellation. Ein ähnliches Ausmaß erreicht auch ein rekombiniertes, frühjährliches HW-Szenario (Schneedecke Ende März 2006 und Wetterlage Anfang Mai 1978 mit milden Temperaturen und hohen Niederschlägen nach zuvor kühler Witterung). Hier ergab die Simulation Abflussscheitel von 5330 m³/s in Dresden und 6260 m³/s in Aken. Die angesprochenen Szenarien zeigen, dass die im Kapitel 3 nach pauschalen HW-Statistiken für jährliche HQ berechneten Abflusswerte bis zu einem Wiederkehrintervall von mehreren hundert Jahren unter sommerlichen, aber auch frühjährlichen Bedingungen

möglich sind. Die über Mischverteilungen für saisonal differenzierte HQ berechneten Abflusswerte dieser Wiederkehrintervalle werden hingegen auch durch bewusst extrem definierte Szenarien nicht erreicht. Gegen HW-Statistiken aus saisonal differenzierten HQ spricht schließlich, dass eine Analyse und Simulation des Junihochwassers 2013 mit seiner feuchtkühlen Vorgeschichte zumindest im deutschen Bereich eher frühjährliche hydrologische Charakteristiken zeigte. Seine Zuordnung zum hydrologischen Sommerhalbjahr ist damit zu hinterfragen. Insgesamt sprechen die hydrologischen Simulationsergebnisse für pauschale HW-Statistiken anhand jährlicher HQ-Serien.

In dem Bemühen, zu zuverlässigeren HW-statistischen Aussagen zu gelangen, läuft derzeit (unabhängig von dem o.g. Ansatz) als Kooperationsprojekt zwischen BfG und Flussgebietsgemeinschaft Elbe unter Einbezug tschechischer Stellen eine umfassende HW-Homogenisierungsstudie. Auch hier werden die Ergebnisse aus dem Projekt W-Q Elbe 1890 berücksichtigt, der Ansatz ist allerdings elbelaufumfassend. Zudem werden neuste Ergebnisse der HW-Ablaufmodellierung auf tschechischer Seite implementiert. Die Ergebnisse dieses Kooperationsprojektes werden Anfang 2017 erwartet.

5. Fazit und Perspektiven

Für die deutschen Elbepegel ergab sich im Projekt W-Q Elbe 1890 ein erheblicher Bedarf zur Plausibilisierung bisher genutzter Abflusskurven und zur Rekonstruktion bisher nicht verfügbarer Abflusskurven und -reihen. Es konnten plausible Abflusskurven und tägliche Abflussreihen des Zeitraums 1890–2006 erarbeitet und dabei auf Abflussmessungen und aufeinander abgestimmt werden. Die an die BfG übergebenen Abflusskurven und -reihen stellen eine deutlich verbesserte Datengrundlage dar, die eine Neubewertung der Abflussverhältnisse der Elbe in allen Abflussbereichen erfordert und ermöglicht. Auch ergibt sich eine Referenz zur Aufarbeitung von Abflusskurven und -reihen vor 1890 und nach 2006. Zwischen den Elbepegeln Dresden und Aken wurden die konsistenten Abflussreihen ab 1890 mit der heutigen Wirkung der tschechischen Talsperren und der Annahme standfester Deiche am deutschen Elbelauf homogenisiert. Die dafür genutzte Methode mit der Nutzung des TDM ist bei Bereitstellung von Reihen zur Wirkung der Saaletalsperren auch auf den Elbeabschnitt unterhalb von Aken anwendbar.

Extremwertstatistiken der konsistenten und homogenisierten HQ-Serien der Elbepegel Dresden bis Aken zeigen prozessbedingte Unsicherheiten im Extrembereich, die einer Informationserweiterung bedürfen. Dabei sind die aus historischen HW-Ereignissen für eine HW-Statistik der Elbe zusätzlich ableitbaren Aussagen durch ihren Stichprobenumfang begrenzt. Umfassendere Aussagen erlaubt die Simulation extremer HW-Ereignisse und -Szenarien. Hiermit können ausgehend von real aufgetretenen HW-Ereignissen deren hydrologische Bedingungen in realistischem Rahmen variiert werden, um auszuloten, welche Extremabflusswerte bei verschiedenen hydrologischen Situationen noch plausibel sind. Auch wenn den Szenarien keine konkrete Auftretenswahrscheinlichkeit zugeordnet werden kann, sind sie als wesentliche Argumentationsstütze bei der Ableitung von HW-Statistiken hilfreich. Über die Betrachtung von HW-Abflussscheiteln hinaus liefern die Szenarien zudem Aussagen zu vielfältigen weiteren, möglichen Charakteristiken extremer HW-Ereignisse (Dauern, Anstiegszeiten, raumzeitliche Überlagerung von HW-Wellen). Eine Erweiterung der

bisher durchgeführten Szenariosimulationen, auch unter Einbeziehung von HW-Schutzmaßnahmen (z.B. Poldereinsatz) sowie mit ihrer Ausdehnung auf das Saale-Einzugsgebiet und die Elbe unterhalb der Saalemündung, stellt eine vielversprechende Perspektive für die Weiterentwicklung des HW-Risikomanagements an der Elbe dar. Neben der Bemessung von HW-Schutzmaßnahmen betrifft dies auch die präventive Ableitung flexibler und ausgewogener Strategien des HW-Risikomanagements im Einzugsgebiet der Elbe. Die im Projekt W-Q Elbe 1890 abgeleiteten Abflussreihen der deutschen Elbepegel können dazu als zuverlässige hydrologische Grundlage und Referenz maßgeblich beitragen.

Literatur

- BARTL, S. & U. GRÜNEWALD (2008): Einbeziehung historischer Wasserstands- und Abflussdaten in die HW-Statistik des Pegels Dresden. DWA-Themen, S. 67–80. Hennef.
- BELZ, J. U. et al. (2014): Das Hochwasserextrem des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse. BfG-Mitteilungen 31, Koblenz.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2012): Ermittlung von Hochwasserwahrscheinlichkeiten. Merkblatt DWA-M 552. DWA. Hennef.
- FÜGNER, D. (1984): Neue Ergebnisse der Hochwasserberechnung für den Elbestrom in Dresden. Wasserwirtschaft – Wassertechnik, 8, S. 189–191.
- HELMS, M., IHRINGER, J. & F. NESTMANN (2002): Analyse und Simulation des Abflussprozesses der Elbe. In: NESTMANN, F. & B. BÜCHELE (Hrsg.): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojekts. Universität Karlsruhe.
- HELMS, M., MIKOVEC, R., IHRINGER, J. & B. BÜCHELE (2008): Methoden zur Erhebung und hydrol. Auswertung hist. HW-Informationen an der Elbe. DWA-Themen, S. 27–43.
- HELMS, M. (2015): Großskalige hydrol. Modellierung von Abflusszeitreihen und Hochwasserszenarien im Elbe-Einzugsgebiet. Dissertation. Karlsruher Inst. für Technologie.
- IKSE – Int. Kommission zum Schutz der Elbe (2014): Hydrologische Auswertung des Hochwassers vom Juni 2013 im Einzugsgebiet der Elbe. IKSE. Magdeburg.
- KIRSCH, F. & R. POHL (2011): Modellierung historischer Abflussverhältnisse für die Hochwasserprognose. WasserWirtschaft 3/2011, S. 15–19.
- KÖNIGL. ELBSTROMBAUVERWALTUNG ZU MAGDEBURG (1898): Der Elbstrom, sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse. Bd. III. Dietrich Reimer Verlag. Berlin.
- KRON, A. et al. (2010): Operational flood management under large-scale extreme conditions - the example of the Middle Elbe river. Nat. Haz. and Earth Sys. Sci. 10, 1171–1181.
- MATZ, S. & C. POHL (2008): Erstellung eines hydraul. Teilmodells für die dt. Obere Elbe anhand historischer Daten für das Sommerhochwasser 1890. DWA-Themen, S. 50–61.
- MŽP – Ministerstvo Životního Prostředí (2005): Vliv velkých údolních nádrží v povodí Labe na snížení povodňových průtoků (Einfluss der Talsperren im Elbe-Einzugsgebiet auf den HW-Abfluss). VUV TGM, Prag.
- SCHMIDT, M. (2000): Hochwasser und Hochwasserschutz in Deutschland vor 1850. Eine Auswertung alter Quellen und Karten. Oldenbourg Industrieverlag. München.
- SIGLOW, A. (2007): Auswertungen von Wasserspiegellagenberechnungen mit historischen Datensätzen für die Hochwasseranalyse. Diplomarbeit. Technische Universität Dresden.

Ableitung zeitlich hoch aufgelöster Niederschlagszeitreihen aus RADOLAN-Niederschlagsdaten

Andreas Steinbrich und Markus Weiler

Zusammenfassung

Angeeichte Niederschlagsradar Produkte (RADOLAN) bieten hydrologisch nutzbare, räumlich verteilte Informationen zur Niederschlagverteilung. Aufgrund der geringen zeitlichen Auflösung von einer Stunde werden Intensitätsspitzen insbesondere kurzer Starkniederschläge durch die RADOLAN-Daten unterschätzt. Diese sind jedoch relevant für die Entstehung von Abfluss aufgrund von Infiltrationsüberschuss. Die Anpassung einer stetigen Funktion an die kumulative Niederschlagsverteilung jeder RADOLAN-Rasterzelle erlaubt die Ableitung zeitlich höher aufgelöster Zeitreihen. Dabei bleiben die Niederschlagssummen unverändert, die Intensitätsspitzen werden jedoch realistischer abgebildet. Nicht angeeichte 5-Minuten-Radardaten können die zeitliche Dynamik des Niederschlags ebenfalls besser abbilden als die RADOLAN-Daten. Allerdings weichen die Ereignissummen zum Teil beträchtlich von denen der RADOLAN-Daten und Beobachtungsstationen ab. Auch stehen 5-Minuten-Radardaten nicht immer flächendeckend zur Verfügung.

1. Einleitung

Der Deutsche Wetterdienst (DWD) bietet seit 2004 flächendeckend für Deutschland das Produkt RADOLAN (Radar-Online-Aneichung) in einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde und einer räumlichen Auflösung von $\sim 1 \times 1 \text{ km}^2$ an (Deutscher Wetterdienst 2006). Bei den RADOLAN-Daten handelt es sich um an Ombrometerdaten angeeichte Niederschlagswerte für die gemessenen Radar-Reflektivitäten. Die Daten sind im Echtzeitbetrieb innerhalb von 30 Minuten verfügbar. Damit stehen räumlich verteilte Niederschlagshöhen als Eingangsdaten für hydrologische Modelle zur Verfügung. Für Niederschläge mit geringen zeitlichen Schwankungen der Intensität, wie es bei lange anhaltenden Landregen (advektive Ereignisse) der Fall ist, wird die tatsächliche zeitliche Dynamik der Niederschlagsintensität durch die RADOLAN-Stundenwerte noch recht gut repräsentiert. Konvektive Niederschlagsereignisse mit kurzzeitigen Intensitätsspitzen können dagegen durch Stundenmittelwerte nicht adäquat abgebildet werden. Gerade diese Intensitätsspitzen sind jedoch von großer Relevanz für die Bildung von Oberflächenabfluss in Folge von Infiltrationsüberschuss (Horton'scher Oberflächenabfluss) und somit für die Planung und Modellierung in der Siedlungsentwässerung und für Starkniederschlagsgefahrenkarten. Um auch dann, wenn angeeichte Radardaten nur in Stundenauflösung zur Verfügung stehen, zeitlich höher aufgelöste Daten verwenden zu können, wurde an der Professur für Hydrologie in Freiburg ein Verfahren entwickelt, um aus den Radar-Stundenwerten zeitlich höher aufgelöste Daten abzuleiten. Die abgeleiteten räumlich verteilten Zeitreihen wurden mit Ombrometerdaten und mit nicht angeeichten 5-Minuten-Radardaten des DWD verglichen.

2. Modell

Zur Modellierung der Abflussbildungsprozesse in den verschiedenen Naturräumen Baden-Württembergs unter verschiedenen Vorfeuchtebedingungen und für unterschiedliche Niederschlagsereignistypen (kurze Ereignisse hoher Intensitäten / lange Ereignisse moderater Intensitäten) mit dem Niederschlag-Anfluss-Modell RoGeR (STEINBRICH & WEILER 2012, STEINBRICH et al. 2015) kamen RADOLAN-Daten als Eingangsdaten für den Niederschlag

zum Einsatz. Dabei zeigte sich, dass für die kurzen Starkregenereignisse der aufgrund von Infiltrationsüberschuss gebildete Oberflächenabfluss offensichtlich unterschätzt wird (Abbildung 1 oben). Ursache hierfür sind die moderaten Intensitäten, die sich aus den Stundenmittelwerten der RADOLAN-Daten ergeben. Um auch diese Ereignistypen besser abbilden zu können, ist die Abschätzung realistischerer Intensitäten für alle Rasterzellen im modellierten Einzugsgebiet erforderlich.

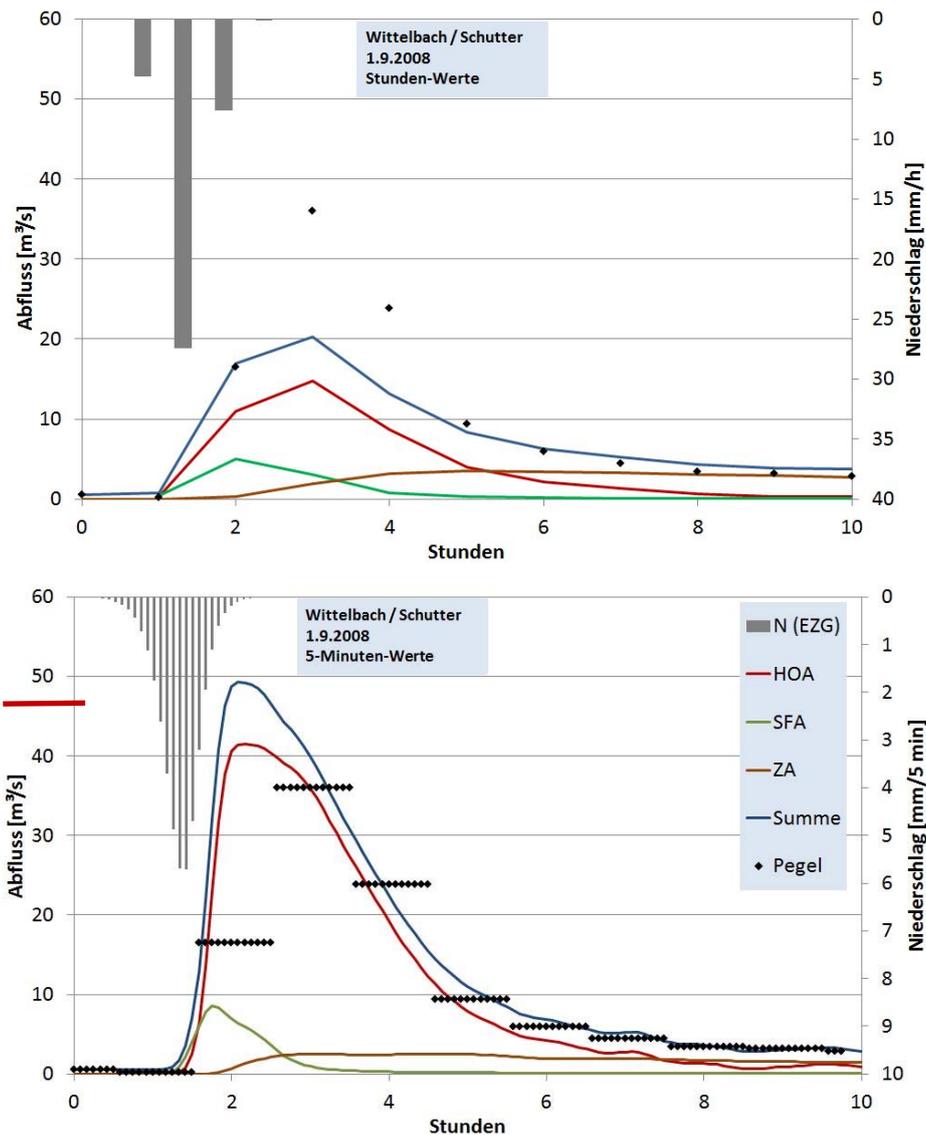


Abb. 1: Beispielhafte Ergebnisse des Niederschlag-Abfluss-Modells RoGeR für das gleiche Ereignis aufgrund von Stundenmittelwerten des Niederschlags (oben) und aufgrund von abgeleiteten 5-Minuten-Werten (unten). Die rote waagrechte Linie über den Niederschlagsbalken in der unteren Abbildung entspricht der maximalen Intensität aus den Stundenwerten. HOA = Horton'scher Oberflächenabfluss, SFA = Sättigungsflächenabfluss, ZA = schneller Zwischenabfluss.

Dazu wurde unter Nutzung der Software IDL eine Methode entwickelt, um für jede Rasterzelle im Modellgebiet eine zeitlich höher aufgelöste Ganglinie der Niederschlagshöhen zu gene-

rieren. Dabei wird für kurze Starkniederschlagsereignisse mit nur einem Maximum ein typischer Verlauf der zeitlichen Intensitätsverteilung postuliert. Für Ereignisse mit mehreren Maxima wird davon ausgegangen, dass diese in Einzelereignisse mit jeweils einem Maximum aufgeteilt werden können. Es wird angenommen, dass auf diese Weise für kurze Starkniederschläge die tatsächlich auftretenden Intensitäten hinreichend genau wiedergegeben werden können. Zur Abbildung der Intensitätsverläufe wird für jede RADOLAN-Rasterzelle und jedes Teilereignis eine stetige Verteilung an die kumulative Niederschlagsverteilung dieser Zelle angepasst. Als Verteilungsfunktion wurde die Boltzmann-Funktion (Parameter A_1 , A_2 , t_0 , dt) gewählt (1), (Abbildung 2).

$$Y(t) = \frac{A_1 - A_2}{1 + e^{(t-t_0)/dt}} + A_2 \quad (1)$$

Anhand der analytischen Funktion können für beliebige Zeiten (t) Niederschlagsintensitäten ausgegeben werden.

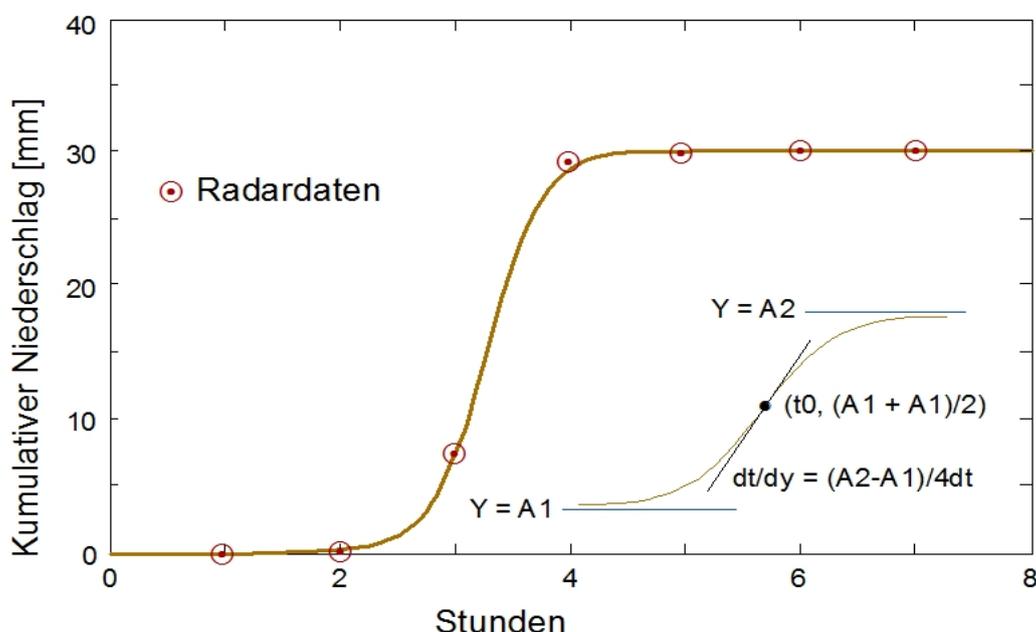


Abb. 2: Anpassung einer stetigen Funktion an die kumulative Niederschlagsverteilung der Stundenwerte für eine Rasterzelle und ein Teilereignis.

Um auch multimodale Niederschlagsverteilungen der Stundenniederschlagsreihen in höherer zeitlicher Auflösung abbilden zu können, wird die gesamte Zeitreihe in Einzelereignisse gegliedert und für jedes Einzelereignis eine Anpassung der Funktion durchgeführt. Ein Teilereignis beginnt hier per Definition mit dem Wechsel von „Niederschlag = 0“ nach „Niederschlag > 0“. Es endet mit „Niederschlag = 0“ oder „Aktueller Niederschlag > Vorniederschlag“. Im letzteren Fall beginnt gleichzeitig ein neues Teilereignis. Das Programm ist einfach anzuwenden. Die Radardaten werden als ascii-Matrix der Größe $n \times t$ eingelesen. Dabei ist n die Anzahl der Rasterzellen und t die Anzahl der Stunden. Ausgegeben wird eine Matrix

der Größe $n^*(t/dT)$, sowie für jede Rasterzelle die Anzahl der Teilereignisse und die Abweichung der Summe aus der abgeleiteten Zeitreihen von der Summe aus den Stunden-Zeitreihen.

3. Anwendung des Verfahrens und Verifizierung

Die Methode wurde für zwei 72-Stunden-RADOLAN-Datensätze in einem Gebiet getestet, das den nördlichen Schwarzwald sowie den Oberrheingraben umfasst (Abbildung 3). Für dieses Gebiet standen für die betreffenden Zeiträume aus vier Ombrometerstationen 5-Minuten-Niederschlagswerte zur Verfügung (Abbildung 3). Den an den Stationen aufgezeichneten Verläufen der Niederschlagsintensitäten wurden die Verläufe gegenübergestellt, die sich unter Anwendung der oben beschriebenen Methode an den jeweils nächstgelegenen RADOLAN-Rasterpunkten ergaben (Abbildung 4 und 5).

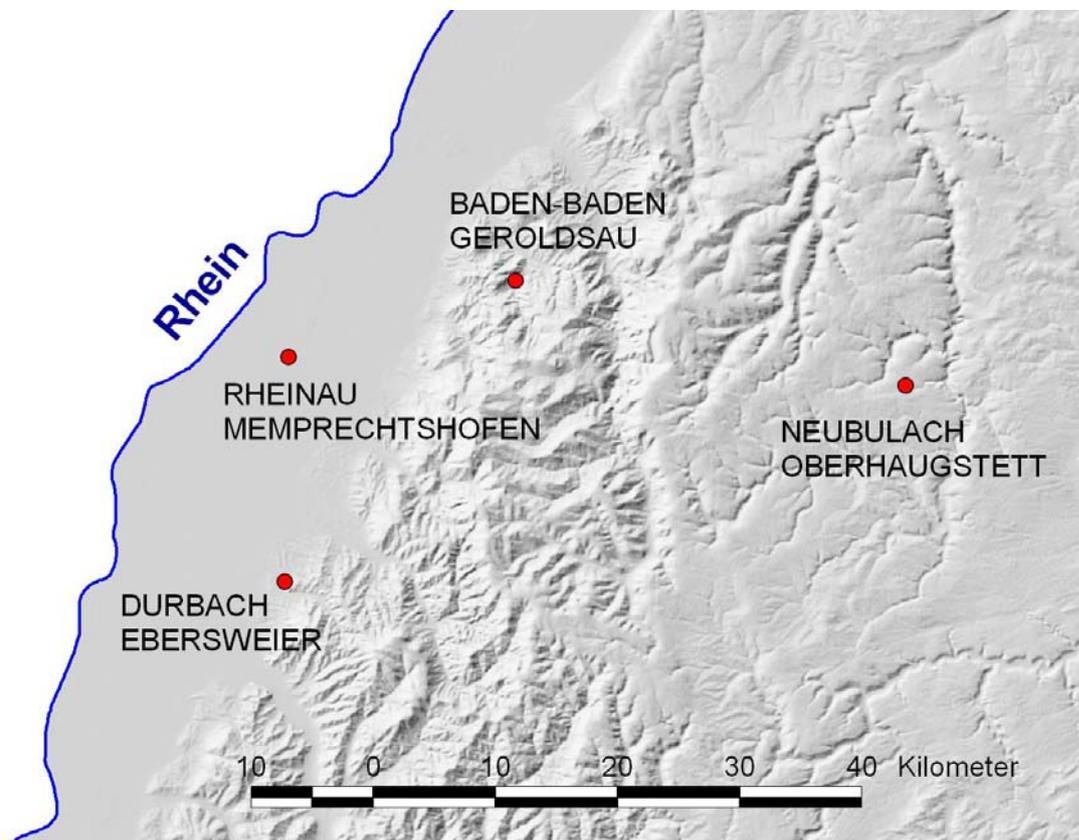


Abb. 3: Lage der Niederschlagsstationen.

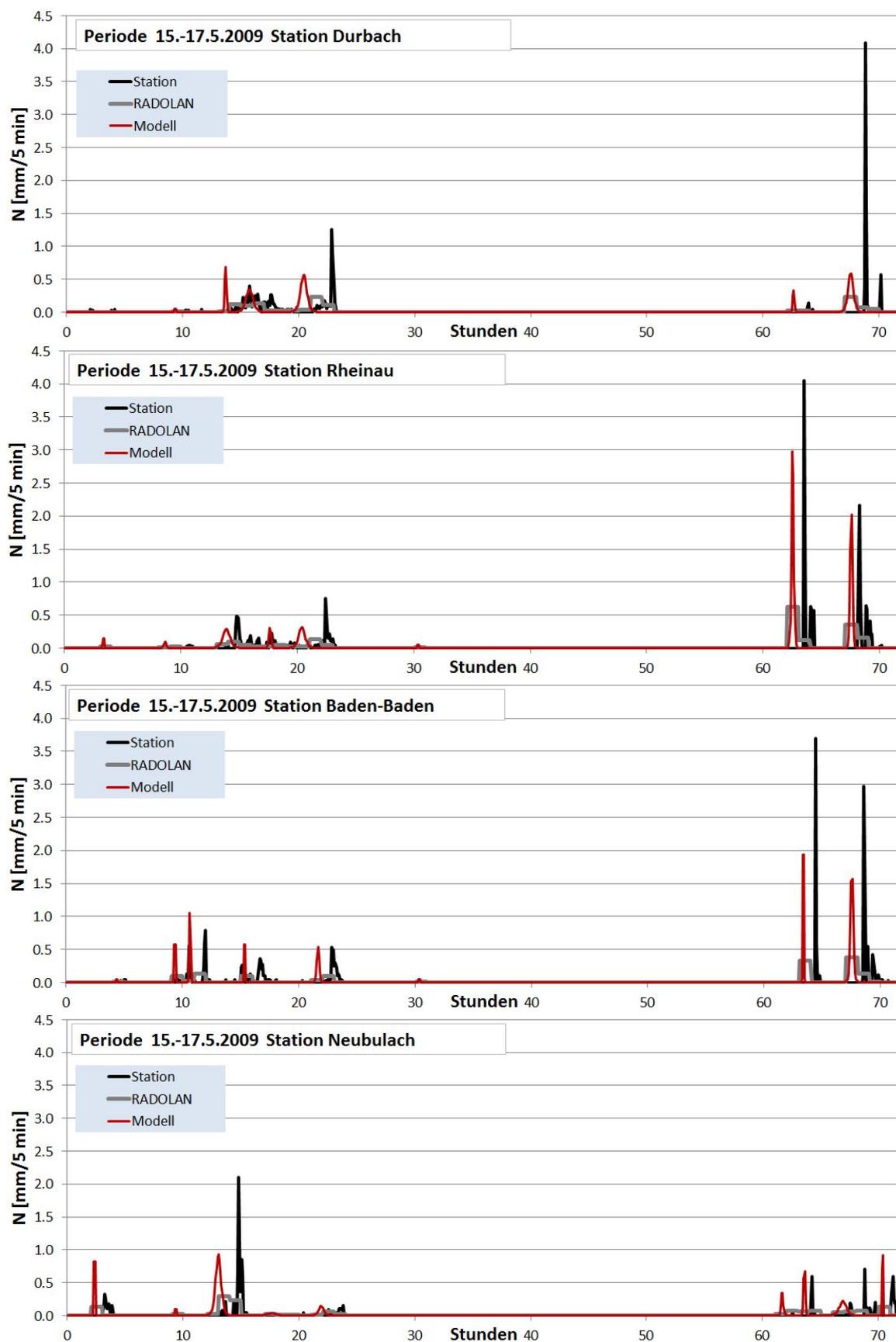


Abb. 4: Ganglinien der RADOLAN-Stundenwerte und der daraus abgeleiteten 5-Minuten-Werte im Vergleich zu den an den Stationen gemessenen Niederschlägen für den Zeitraum 15.5.2009 0:00 Uhr bis 17.5.2009 23:00 Uhr

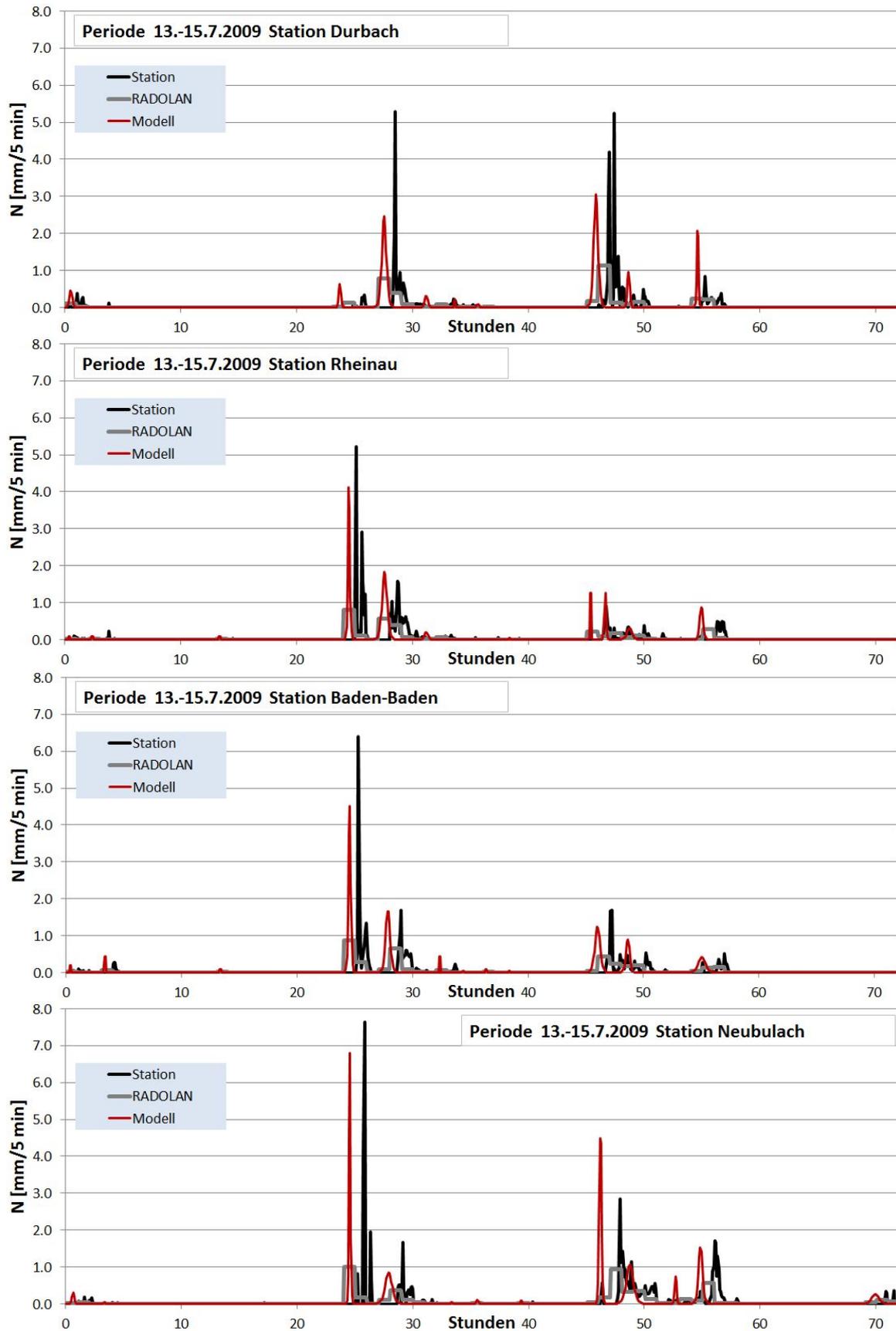


Abb. 5: Ganglinien der RADOLAN-Stundenwerte und der daraus abgeleiteten 5-Minuten-Werte im Vergleich zu den an den Stationen gemessenen Niederschlägen für den Zeitraum 13.7.2009 0:00 Uhr bis 15.7.2009 23:00 Uhr.

Die Niederschlagssummen aus den abgeleiteten 5-Minutenwerten weichen über alle 2655 Rasterzellen im Testgebiet maximal um 0.0007 mm von den RADOLAN-Stundenwerten ab. Damit gibt das Verfahren die RADOLAN-Niederschläge mengenmäßig korrekt und praktisch unverändert wider.

Der Vergleich der Intensitäten, die sich aus den original 1-Stunden-RADOLAN-Niederschlagsdaten ergeben (graue Linien in Abbildung 4 und 5) mit den Intensitäten der Ombrometerdaten (schwarze Linie) zeigen die Notwendigkeit eines Verfahrens zur Anpassung der RADOLAN-Daten, da die kurzzeitig auftretenden Intensitätsspitzen, die relevant für die Entstehung von Horton'schem Oberflächenabfluss sind, durch die RADOLAN-Daten deutlich unterschätzt werden. Die durch das Modell abgeleiteten Intensitätsverläufe (rote Linien) bilden die gemessenen Verläufe aller Ereignisse besser ab als die ursprünglichen RADOLAN-Daten. Dabei werden die Intensitätsspitzen der größeren Ereignisse in den untersuchten Perioden eher leicht unterschätzt. Außerdem tendiert das Modell dazu, die Niederschlagsspitzen etwas zu früh abzubilden.

3.1 Vergleich mit nicht angeeichten 5-Minuten-Radardaten

Für zwei Starkniederschlagsereignisse (6.6.2015 in Bretten und 14.6.2015 in Bonndorf) wurden neben RADOLAN- und Ombrometerdaten auch nicht angeeichte 5-Minuten-Niederschlag-Radardaten des DWD bezüglich ihrer Eignung als Eingangsdaten zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung untersucht. Dazu wurden sie mit den abgeleiteten 5-Minuten-Werten, den Ombrometerdaten sowie mit den RADOLAN-Daten verglichen (Tabelle 1, Abbildung 6 bis 9).

Tab.1: Ereignissummen der ausgewählten Rasterzellen (weiß umrandet in Abbildung 6 oben rechts und 8 oben rechts) und an den jeweiligen Ombrometerstationen

Quelle	Niederschlagssumme [mm]	
	Bretten	Bonndorf
Ombrometer	104	80
RADOLAN und abgeleitete 5-Minuten-Werte		
- Mittelwert der Auswahlzellen	149	74
- Rasterzelle bei N-Station	119	69
5-Minuten-Radar-Werte		
- Mittelwert der Auswahlzellen	159	72
- Rasterzelle bei N-Station	125	55

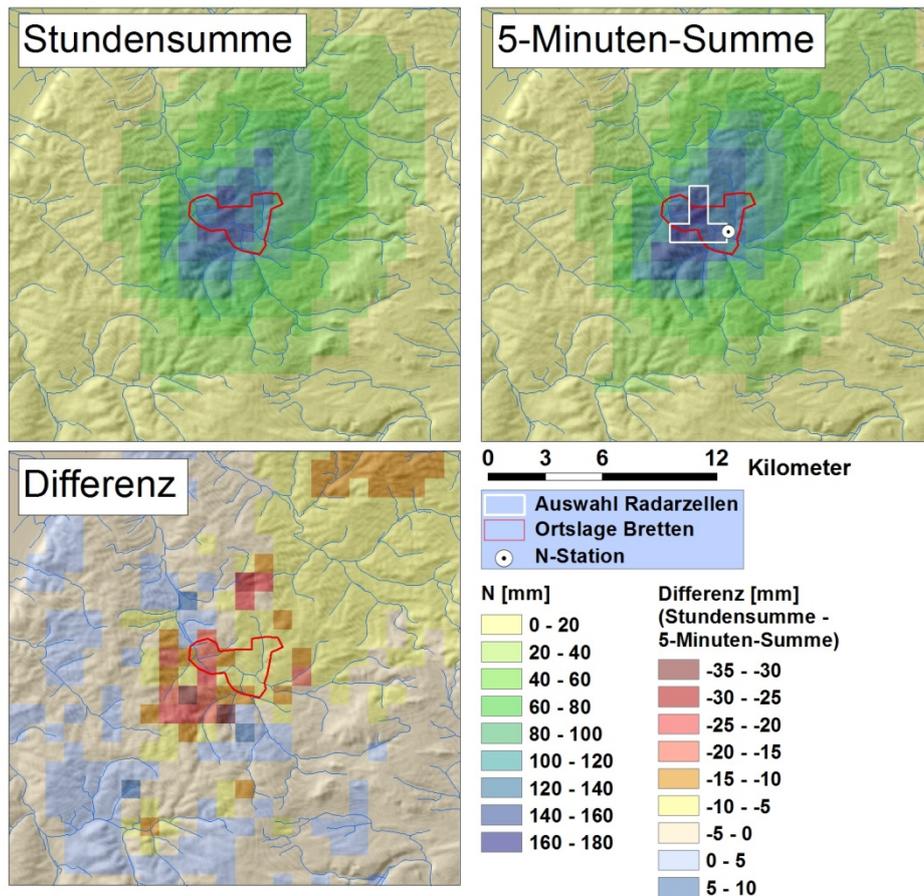


Abb. 6: Ereignissummen aus RADOLAN-Stundenwerten (oben links), nicht angeeichten 5-Minuten-Radardaten (oben rechts) und Differenz (Stundensummen - 5-Minutensummen) für das Niederschlagsereignis vom 6.6.2015 in Bretten.

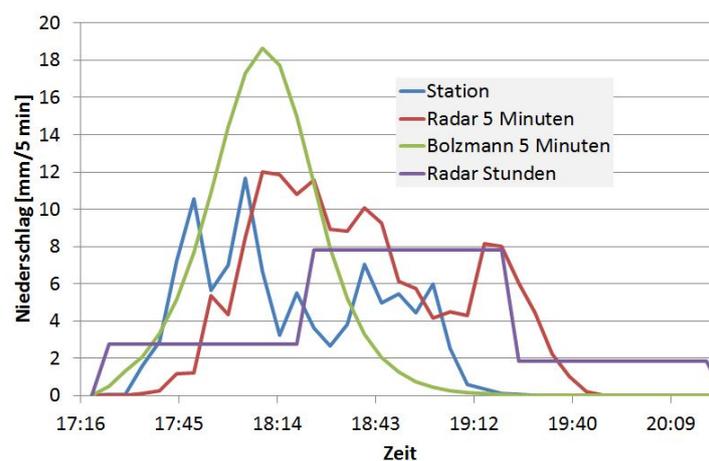


Abb. 7: Ganglinien des Niederschlags an der Messstation und als Mittelwert der weiß umrandeten Rasterzellen für RADOLAN-Stundenwerte, 5-Minuten Radardaten und abgeleitete 5-Minutenwerte am 6.6.2015 in Bretten.

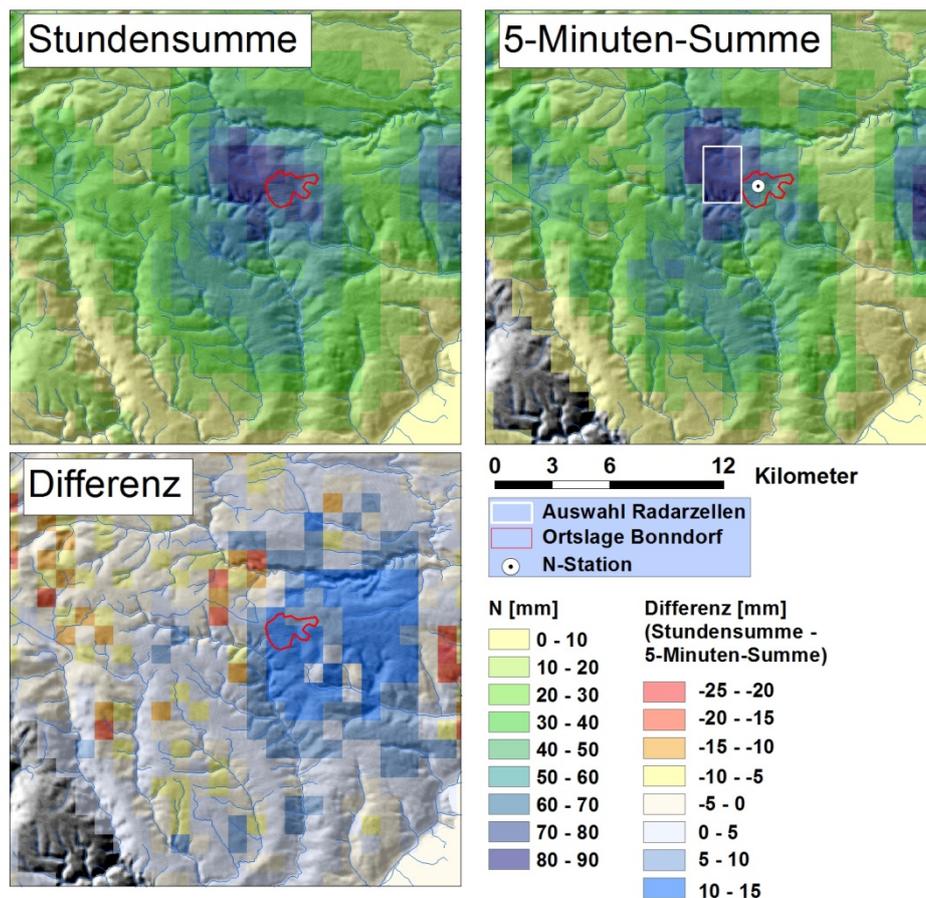


Abb. 8: Ereignissummen aus RADOLAN-Stundenwerten (oben links), nicht angeeichten 5-Minuten-Radardaten und Differenz (Stundensummen - 5-Minutensummen) für das Niederschlagsereignis vom 14.6.2015 in Bonndorf.

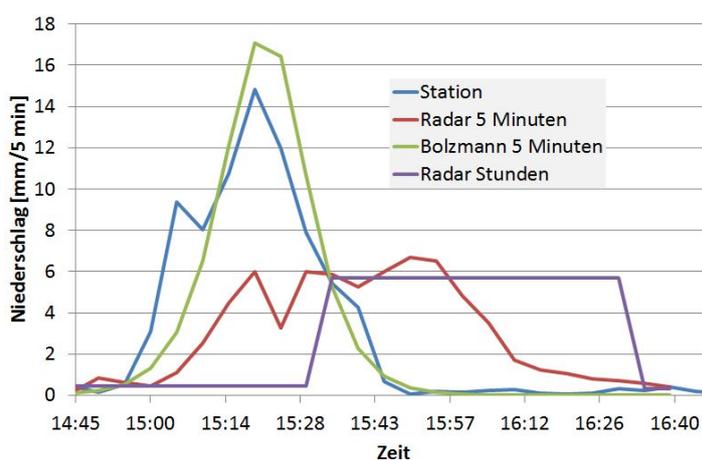


Abb. 9: Ganglinien des Niederschlags an der Messstation und als Mittelwert der weiß umrandeten Rasterzellen für RADOLAN-Stundenwerte, 5-Minuten Radardaten und abgeleitete 5-Minutenwerte am 14.6.2015 in Bonndorf.

Die räumliche Gegenüberstellung der Ereignissummen zeigt beträchtliche Abweichungen zwischen den RADOLAN-Daten und den nicht angeeichten 5-Minuten-Radardaten (Abbildung 6 und 8 unten links). Für das Ereignis in Bretten liegen die Ereignissummen der 5-Minuten-Radarwerte im Zentrum des Niederschlagsgebietes bis zu 35 mm über den RADOLAN-Werten (Abbildung 6 unten links). Für das Ereignis in Bonndorf liegen die Ereignissummen der 5-Minuten-Radarwerte im Zentrum des Niederschlagsgebietes bis zu 10 mm unter den RADOLAN-Werten (Abbildung 8 unten links). Die mittleren Abweichungen der Summen über die ausgewählten Rasterzellen (weiß umrandet in Abbildung 6 und 8 oben rechts) liegen bei -10 mm (Bretten) und 2 mm (Bonndorf) (Tabelle 1).

Die zeitliche Dynamik an den Ombrometerstationen wird im Falle von Bretten durch die nicht angeeichten Radardaten besser wiedergegeben als durch die abgeleiteten 5-Minuten-Werte (Abbildung 7). Im Falle des Ereignisses in Bonndorf wird die zeitliche Dynamik dagegen besser durch die abgeleiteten 5-Minuten-Werte repräsentiert. Die 5-Minuten-Radardaten unterschätzen hier die maximale Intensität sehr stark. Für einen Streifen im Südwesten des Untersuchungsgebietes Bonndorf liegen keine 5-Minuten-Radardaten vor (grauer Streifen in Abbildung 8 oben rechts und unten links). Die RADOLAN-Werte für diese Zellen wurden vom DWD aus Stationsdaten interpoliert (mündliche Information vom DWD).

4. Diskussion

Die Methode zur Ableitung von zeitlich höher aufgelösten Daten aus RADOLAN-Stundenwerten ist in der Lage die zeitliche Dynamik von Niederschlagsereignissen besser abzubilden als die ursprünglichen RADOLAN-Daten. Dabei bleibt die Summe des Niederschlages unverändert. Die gewählte stetige Funktion (Boltzmann) führt zu symmetrischen Verteilungen der Niederschlagsganglinien. Unter Annahme anderer Verteilungstypen (rechts- oder linksschief) könnte eine andere Funktion gewählt werden. Der Effekt auf die Modellierung der Abflussbildung dürfte aber vergleichsweise gering sein.

Die Anwendung der abgeleiteten Daten zur Modellierung der Abflussbildung und der Abflussreaktion an Pegeln von 13 mesoskaligen Einzugsgebieten in Baden-Württemberg mit dem nicht kalibrierten Niederschlag-Abfluss-Modell RoGeR führte für alle kurzen Starkniederschläge im Vergleich zur Anwendung der stündlichen RADOLAN-Daten zu deutlich besseren Wiedergaben der Abflussreaktionen an den Pegeln. Die höheren Intensitätsspitzen führen zu mehr Abfluss aus Infiltrationsüberschuss und zu höheren Scheitelwerten an den Pegeln.

Die vom DWD ab 2008 zur Verfügung stehenden nicht angeeichten 5-Minuten-Radardaten können die zeitliche Dynamik des Niederschlages erwartungsgemäß ebenfalls besser abbilden als die RADOLAN-Daten selbst. Allerdings weichen die Ereignissummen zum Teil deutlich von den RADOLAN-Daten ab. Zudem können die 5-Minuten-Daten größere Datenlücken aufweisen. Unter der Annahme, dass die angeeichten Daten verlässlicher sind als die nicht angeeichten ist ein Verfahren, dass die Niederschlagssummen der angeeichten Daten beibehält und keine Datenlücken aufweist, vorzuziehen. Damit bietet das vorgestellte Verfahren eine sinnvolle Alternative zu den nicht angeeichten 5-Minuten-Radarwerten.

Danksagung

Wir bedanken uns bei der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg für die finanzielle Unterstützung dieser Studie.

Literatur

- DEUTSCHER WETTERDIENST (2006): Projekt RADOLAN: Routineverfahren zur Online-Aneicherung der Radarniederschlagsdaten mit Hilfe von automatischen Bodenniederschlagsstationen.
([http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LWA/Vorhaben_des_ehemaligen_Ausschusses_Daten_\(AD\)/DK_5.68/RADOLAN_Abschlussbericht_2006.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LWA/Vorhaben_des_ehemaligen_Ausschusses_Daten_(AD)/DK_5.68/RADOLAN_Abschlussbericht_2006.pdf))
- STEINBRICH, A. & M. WEILER (2012): Abflussbildung und Abflusskomponenten (Atlas Tafel 6.5) Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart (2001): Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, 4. Lieferung 2012.
- STEINBRICH, A., WEILER, M & H. LEISTERT (2015): Alles RoGeR? Modellierung von Sturzfluten aufgrund von Starkniederschlägen. In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 35.15, Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement, Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn, S.115–125. Mariele Evers Weiler und Bernd Diekkrüger (Herausgeber) DWA-Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, Bonn 2015.

Zur Abschätzung von Hochwasserabflüssen an unbepegelten Gewässermündungen im deutschen Mittelgebirgsraum

Jens Bender und Jürgen Jensen

Für die Bemessung von Hochwasserschutzbauwerken an Fließgewässern werden Informationen über die Hochwasserabflüsse und deren Eintrittswahrscheinlichkeiten benötigt. Die sogenannten Bemessungsabflüsse werden häufig auf Basis langjähriger Abflussbeobachtungen unter Verwendung von extremwertstatistischen Analysen gewonnen. Am Zusammenfluss von zwei Gewässern sind die gängigen univariaten Verfahren jedoch nicht anwendbar, da die Zuflüsse beider Gewässer in den Analysen berücksichtigt werden müssen. Erschwerend kommt noch hinzu, dass für die meisten Mündungen in Deutschland keine Abflusszeitreihen an Haupt- und Nebengewässern verfügbar sind, so dass Ingenieure mit der Frage konfrontiert werden, welche Abflüsse aus den beiden Gewässern für die Bemessung von Schutzbauwerken anzusetzen sind. In diesem Beitrag wird ein Verfahren vorgestellt, mit dem die kombinierte Wahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen an unbepegelten Gewässermündungen abgeschätzt werden kann. Die Untersuchungen beschränken sich zunächst auf das deutsche Mittelgebirge, um zu gewährleisten, dass im weitestgehenden Sinne homogene Einzugsgebiete betrachtet werden. Als Datengrundlage stehen insgesamt 124 gemessene Abflusszeitreihen der Haupt- und Nebengewässer oberhalb von Flussmündungen mit einer überlappenden Aufzeichnungslänge von wenigstens 20 Jahren zur Verfügung. Auf dieser Basis werden kombinierte Hochwasserabflüsse aus beiden Gewässern unter Verwendung der Gumbel-Copula extremwertstatistisch ausgewertet und die Mündungen durch vereinfachte Einzugsgebietscharakteristika klassifiziert. Über das Prinzip der Regionalisierung können so die kombinierten Wahrscheinlichkeiten auf ähnliche Flussmündungen ohne entsprechende Pegelbeobachtungen übertragen und mögliche Abflusskombinationen aus Haupt- und Nebengewässern für gängige Wiederkehrperioden bereitgestellt werden.

Ereignisanalyse zum Hochwasser im Juni 2013 in Sachsen

Petra Walther, Evelin Bohn, Stephan Gerber, Peter Wundrak und Uwe Müller

Zusammenfassung

Im Juni 2013 ereignete sich in Sachsen ein Hochwasser, das im Gebiet der Mulde zum Teil das Ausmaß des Hochwassers von 2002 übertraf. Gleichzeitig ereignete sich in weiten Teilen des Einzugsgebietes der Weißen Elster eine extreme und so in den bisherigen hydrologischen Beobachtungen seit 1954 nicht mehr aufgetretene Hochwassersituation. Wie 2002 und 2010 wurde das Hochwasser in einer Ereignisanalyse ausführlich ausgewertet. Die wesentlichen Ziele der Analyse sind die Aufarbeitung und Dokumentation des Hochwasserereignisses aus meteorologischer und hydrologischer Sicht, die Untersuchung der Schaden verursachenden Prozesse, die Recherche aufgetretener Schäden und die Untersuchung der Bewältigung des Ereignisses. Ergänzt wird die Ereignisanalyse mit speziellen Fallbeispielen, die das Geschehen während des Hochwassers untersetzen.

1. Meteorologische Ursachen des Hochwassers

1.1 Mai und Juni 2013

Ab Mitte Mai kam es, vor allem im Norden und in der Mitte Deutschlands, zu sehr ergiebigen Niederschlägen. Am 26. Mai war vielerorts der mehrjährige mittlere Niederschlag des Monats Mai bereits erreicht. Die gefallenen Niederschläge sorgten dafür, dass die Böden verbreitet mit Wasser gesättigt und teilweise sogar überstaut waren. Auf den deutlich zu nassen Mai folgte ein extrem nasser Juni. Ab dem 29. Mai setzte sich die Großwetterlage „Tief Mitteleuropa“ durch. Diese war verbunden mit einer niederschlagsreichen Witterung, wobei insbesondere der Süden und der Südosten Deutschlands großflächig und mehrtägig von kräftigem Dauerregen betroffen waren. Zusätzlich kam es durch die nördliche Anströmung auf der Westflanke des Tiefs zu Stauwirkungen an den Nordrändern von Gebirgen wie beispielsweise dem Erzgebirge. Die größten Niederschlagssummen wurden vom 30. Mai bis 03. Juni in den Einzugsgebieten von Mulde und Weißer Elster registriert (zwischen 160 und 220 mm in 96 Stunden). Aber auch in den linkselbischen Nebenflüssen der Oberen Elbe wurden Niederschlagssummen von 80 bis 150 mm gemessen. Die 96-stündigen Niederschlagssummen nahmen Richtung Osten etwas ab (Flussgebiet der Schwarzen Elster 90 bis 100 mm, Spree 80 bis 110 mm und Lausitzer Neiße 60 bis 115 mm). Im Tagesverlauf des 03. Juni kam es in Ostsachsen und dem Osterzgebirge zu weiteren Niederschlägen von 10 bis 25 mm. Bis zum Abend des 04. Juni zogen die Niederschläge südwärts ab. Danach war es bis zum 07. Juni weitgehend niederschlagsfrei.

1.2 Starkregenereignisse Juni 2013

Durch unwetterartige Schauer und Gewitter kam es am 08. und 09. Juni lokal zu extrem hohen Niederschlägen in kurzer Zeit. So wurden zum Beispiel am 08. Juni an der Station Zittau 48 mm (davon 42,1 mm in einer Stunde) und am 09. Juni an der Station Hartmannsdorf (TS Lehmühle) 86 mm (davon 60,5 mm in einer Stunde) gemessen. Die Niederschlagsschwerpunkte lagen im Gebiet des Osterzgebirges und des Lausitzer Berglands.

Ein Hoch über Mitteleuropa sorgte in der Folgezeit für warmes und meist niederschlagsfreies Wetter. In der Nacht zum 21. Juni griff von Westen die Kaltfront eines Tiefs auf Sachsen über und brachte teils kräftige Gewitter und Starkregen mit sich. Im Flussgebiet der Schwar-

zen Elster und der Weißen Elster wurden dabei beträchtliche Niederschlagssummen registriert. An der Station Kleinröhrsdorf (TS Wallroda) fielen am 21. Juni 55,4 mm (davon 50,2 mm in einer Stunde). Im Flussgebiet der Weißen Elster wurden an der Lysimeterstation Brandis 47,3 mm (davon 35,6 mm in einer Stunde) und an der Station Leipzig-Holzhausen 67,6 mm (davon 59,9 mm in einer Stunde) gemessen. Im Flussgebiet der Mulden fielen 24h-Niederschlagssummen von 15 bis 45 mm (TS Einsiedel 45,1 mm).

2. Hydrologische Auswertung

2.1 Ereignisablauf Juni 2013

Die Abflussbereitschaft in den Oberläufen war für Ende Mai infolge der in weiten Teilen des Einzugsgebietes historisch hohen Bodenfeuchte sehr groß, so dass der Starkregen Anfang Juni schnell in Direktabfluss transformiert wurde. Die Folge waren starke Wasserstandsanstiege in allen Flussgebieten Sachsens. Generell hatte sich in Sachsen eine extreme Hochwassersituation eingestellt, bei der in fast allen Flussgebieten an den Hochwassermeldepegeln die Richtwerte der Alarmstufe 4 überschritten worden sind. Dabei waren der Elbestrom, das Flussgebiet der Mulde und der Weißen Elster am stärksten vom Hochwasser betroffen (Abbildung 1).

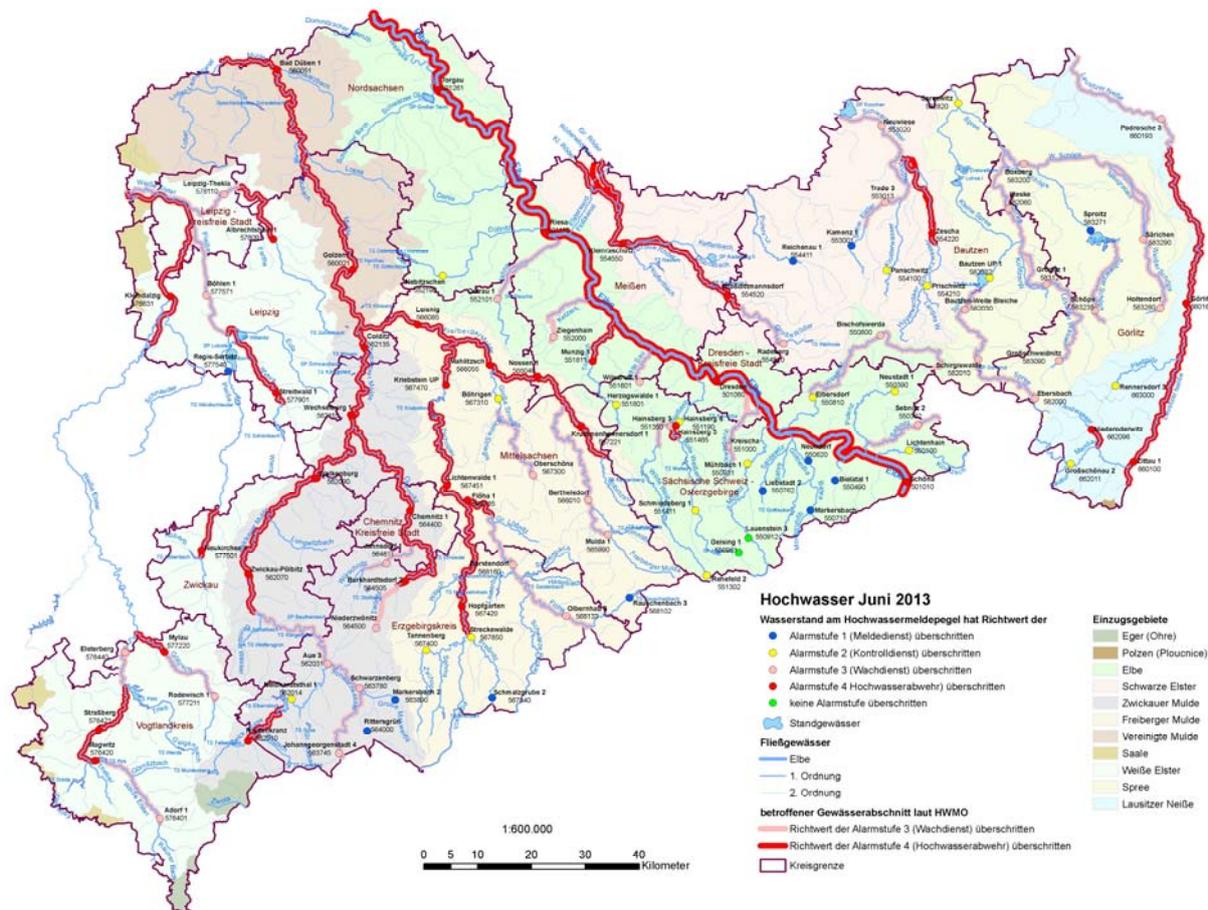


Abb. 1: Gebietskulisse der vom Hochwasser 2013 betroffenen Gewässer 1. Ordnung.

Im sächsischen Abschnitt der Elbe ist das Hochwasser vom Juni 2013 das dritthöchste Hochwasser seit 1890 gewesen. Nur die Hochwasser von 1890 und 2002 waren von ihrem Ausmaß größer. Im weiteren Verlauf der mittleren Elbe baute sich eine Hochwasserwelle auf, die alle bisherigen durch regelmäßige Pegelbeobachtungen aufgezeichneten Ereignisse übertraf (BfG 2014). Ursache dafür waren vor allem die enormen Zuflüsse aus der Mulde und der Saale. In der Mulde lagen die Scheitelabflüsse an den Pegeln im Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde und der Vereinigten Mulde bis auf wenige Ausnahmen über oder in der Größenordnung der Höchststände von 2002. Der Abfluss am Pegel Bad Dübener Heide 1 fiel aber niedriger aus als der von 2002. Dagegen lag der Abflussscheitel im Mündungsbereich der Mulde deutlich über der Größenordnung von 2002.

Zum schweren Hochwasser in der Saale trug vor allem die Weiße Elster bei. Hier wurde an den sächsischen Pegeln das extremste Hochwasser seit Beobachtungsbeginn aufgezeichnet. Der Stadt Leipzig flossen aus der Weißen Elster und Pleiße noch nicht beobachtete Wassermengen zu. Durch eine auf das Ereignis abgestimmte Steuerung der Wehre des Gewässerknotens Leipzig und die Flutung der zur Verfügung stehenden Rückhalteräume (Zwenkauer See, das HRS der Pleiße, Burgaue) konnten insgesamt 80 Mio. m³ des Hochwassers zurückgehalten werden und damit Leipzig aber auch Halle vor immensen Schäden bewahrt werden.

Insgesamt wurden während des Hochwassers 2013 in den bewirtschafteten Talsperren und Speichern der LTV rund 125 Mio. m³ Stauraum in Anspruch genommen. Die Scheitelzuflüsse der Stauanlagen konnten zum Teil bis über die Hälfte reduziert werden (Talsperre Eibenstock). Dabei wurde die Trinkwasserversorgung aus den Talsperren qualitativ und quantitativ aufrechterhalten.

2.2 Datenerfassung

Nach den Hochwassern von 2002 und 2010 sind in Sachsen zahlreiche Pegel neu errichtet und ertüchtigt worden. Durch die konsequente Umrüstung und bauliche Entwicklung der Pegelanlagen sowie die ausrüstungstechnische Verbesserung des Messnetzbetriebes seit 2002 konnte erstmals in der sächsischen Gewässerkunde ein großes Hochwasser messtechnisch vollumfänglich erfasst werden (KÖHLER 2015). Die Pegelanlagen wurden unter Beachtung der Zuwegung und Infrastruktur hochwassersicher ausgeführt (Abbildung 2) und wo notwendig mit Seilkrananlagen ausgerüstet.

Während des Hochwassers hat das Pegelnetz bis auf wenige Ausfälle der Datenfernübertragung zuverlässig funktioniert. Die in den Pegeln installierte Sensortechnik zeichnete das Ereignis vollständig auf. Von der BfUL wurden zur Verbesserung der Wasserstands-Durchfluss-Beziehungen im Hochwasserbereich insgesamt 113 Durchflussmessungen, zum größten Teil in den Scheitelbereichen durchgeführt. Das war durch den Einsatz von sowohl ADCP-Technik als auch Messflügeln an Seilkrananlagen und Auslegern möglich (Abbildung 3). Die Messflügel erwiesen sich insbesondere an den Pegeln im oberen Erzgebirge als die geeignetere Messmethode, da unter den dortigen Einsatzbedingungen (Wellenschlag) die ADCP-Messboote nicht mehr sicher im Wasser lagen.

Das Ereignis zeigt aber auch, dass die Messprogramme vor einem flächendeckenden Hochwasser wie 2013 einzugsgebietsbezogen feststehen müssen. Bei den länderübergreifenden Fließgewässern sollte ein überregionales Länder-Messkonzept abgestimmt werden, in das bei Bundeswasserstraßen auch die Institutionen des Bundes einzubeziehen sind.



Abb. 2: Pegel Wechselburg 1 / Zwickauer Mulde zum Hochwasser im August 2002 und Juni 2013.

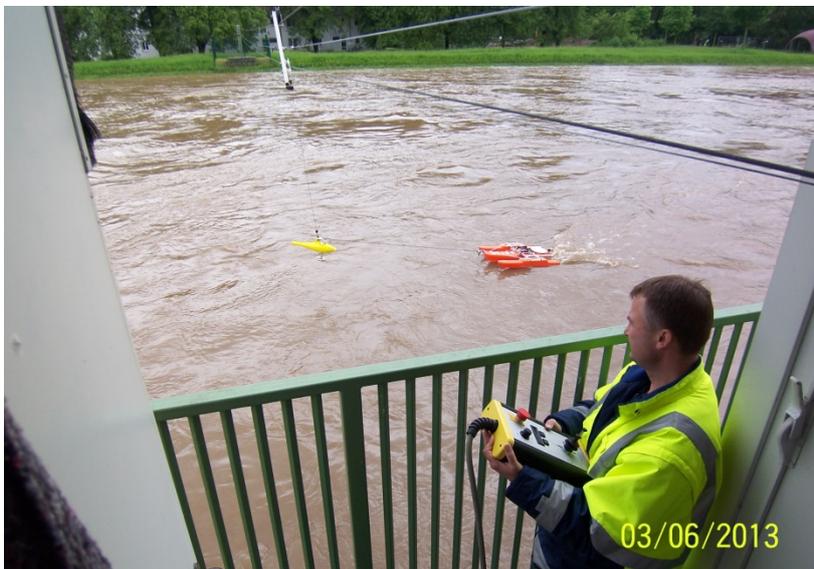


Abb. 3: Pegel Zwickau-Pölbitz/Zwickauer Mulde – Durchflussmessung mit ADCP-Technik an Seilkrananlage.

Während des Hochwassers und unmittelbar danach wurden zur Erfassung der Überschwemmungsgebiete und Überprüfung von Hochwasserschutzmaßnahmen Wasserstände in der Fläche sowohl mittels Hochwassermarken und Geschwemmsellinien als auch mit Fotos und Videos von Befliegungen erfasst. Insgesamt wurden von verschiedenen Behörden über 2.800 Hochwasserstände eingemessen, von denen ca. 2.300 den Höchststand widerspiegeln. An der Elbe haben teilweise vier Behörden Hochwassermarken aufgenommen. Im sächsischen Oberlauf der Pleiße, der stark vom Hochwasser betroffen war, wurden hingegen nur lokal vier Höchststände erhoben. In zeitlicher Nähe des Scheitelwasserstandes wurden unter anderem von der BfG, der Landesdirektion Sachsen sowie verschiedenen Landkreisen Befliegungen von der Vereinigten Mulde und Elbe beauftragt. Unmittelbar nach dem Hochwasser hat der Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen eine flächendeckende Befliegung von unter anderem Elbe, Mulde, Weiße Elster und Spree durchführen lassen. Um das gewonnene Bildmaterial für die Erfassung von Überschwemmungsflächen

nutzen zu können, muss es möglichst scheinbar, georeferenziert und orthogonal (in einem rechten Winkel zur Oberfläche) aufgenommen werden. Dafür ist ein erheblicher Koordinierungsaufwand erforderlich, der im Katastrophenfall unter Federführung der obersten Katastrophenschutzbehörde erfolgen sollte. Die Befliegungen sind durch die Landesvermessung mit den Institutionen der Wasserwirtschaft konzeptionell und fachlich langfristig vorzubereiten. In Bezug auf Bundeswasserstraßen ist auch der Bund einzubeziehen. Damit würden neben der Schadenserfassung wichtige Datengrundlagen für die Analyse des abgelaufenen Hochwassers und die Klärung gewässerkundlicher, wasserbaulicher und wasserwirtschaftlicher Fragestellungen zur Verfügung stehen.

3. Schadensprozesse und Schadensbilanz

Die hohen Abflüsse führten zu vielfältigen Schadensprozessen. Wie bei den vergangenen Extremhochwassern 2002 und 2010 waren im Bergland durch hohe Fließgeschwindigkeiten erosive Prozesse dominierend. Dabei wurden Uferbefestigungen, gewässernahe Infrastruktur, Brücken aber auch Gebäude beschädigt. Bei den Starkregenereignissen vom 08., 09. und 21. Juni 2013 spielte zusätzlich wild abfließendes Wasser eine große Rolle. Die Prozesse wurden an Brücken und Unterführungen noch verschärft, wenn deren Durchlässe durch Bäume, Schnittholz oder Müll verengt oder vollständig verschlossen wurden (Verklausung). Bedingt durch die flächendeckend hohen Wasserstände in den Flüssen traten im gesamten Freistaat Sachsen Schäden an Deichen auf. Es ereigneten sich insgesamt 37 Deichbrüche an Gewässern 1. Ordnung: 24 an der Vereinigten Mulde, 7 an der Freiburger Mulde, 1 an der Zwickauer Mulde sowie 5 an der Elbe. Die umfangreichsten Deichschäden, die nicht zu Deichbrüchen führten, traten an den Mulden (schwerpunktmäßig nördlich und südlich von Eilenburg, aber auch bei Leisnig, Frankenberg und Zwickau), an der Elbe (an Abschnitten vor allem in Dresden und im Raum Riesa) und an der Weißen Elster (im Stadtgebiet Leipzig) auf. Des Weiteren sind im Hochwasserfall Bauwerke im Deich, wie zum Beispiel Siele, besonderen Belastungen ausgesetzt. Beim Hochwasser im Juni 2013 ereigneten sich mehrere Deichbrüche an Sielen (Abbildung 4).



Abb. 4: Deichbruch am Siel Wallgraben an der Vereinigten Mulde.

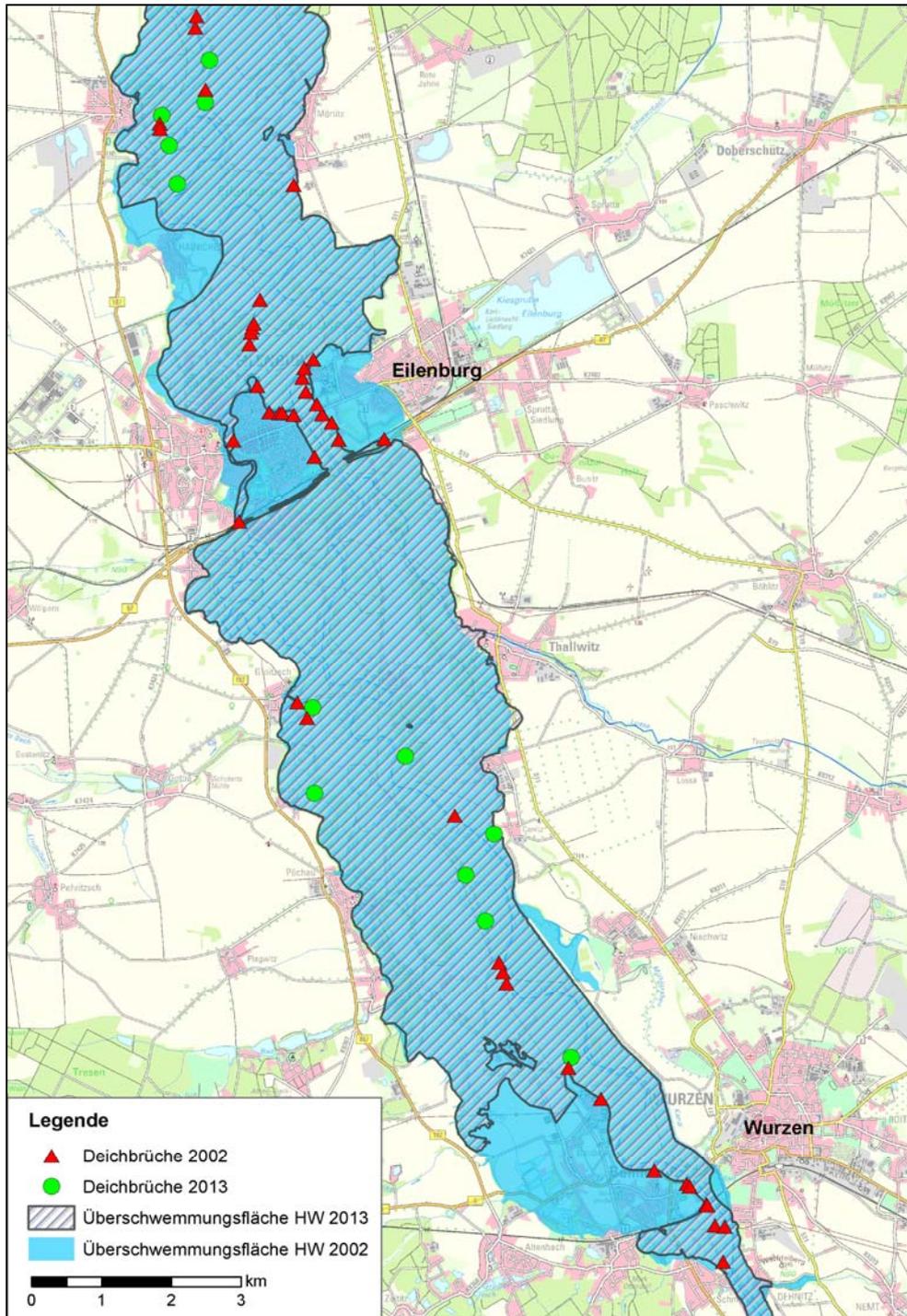


Abb. 5: Vergleich der Überschwemmungsflächen und Deichbrüche an der Vereinigten Mulde für die Hochwasser 2002 und 2013.

Insgesamt wurden die durch das Hochwasser im Juni 2013 verursachten Schäden auf etwa 1,88 Milliarden Euro geschätzt und liegen damit deutlich unter der Schadenssumme vom Hochwasser 2002 mit 8,6 Milliarden Euro. Hauptschadensgebiete sind die Täler der Elbe, der Mulde, der Weißen Elster und Pleiße. Die größten Schäden sind im kommunalen Bereich, insbesondere in der Infrastruktur an Straßen und Brücken, sowie im privaten Sektor entstanden. An der Gewässerinfrastruktur, zu der neben den Gewässern auch Deiche,

Hochwasserschutzmauern, Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken gehören, wurden für die Gewässer 1. Ordnung Schäden von ca. 463 Millionen Euro erfasst. Aber auch an zahlreichen Pegeln des Landesmessnetzes sind durch das Hochwasser Schäden von rund 1,5 Millionen Euro entstanden.

Die deutlich geringere Schadenssumme des Hochwassers 2013 im Vergleich zu 2002 zeigt auch, dass die seit 2002 neu ausgerichtete Hochwasserschutzstrategie und die umfangreichen Verbesserungen des Hochwasserrisikomanagements bereits Wirkung zeigen. Im Rahmen der Ereignisanalyse wurde an ausgewählten Beispielen der Nutzen der durch den Freistaat Sachsen nach 2002 errichteten öffentlichen Hochwasserschutzanlagen beim Hochwasser im Juni 2013 bestimmt. Dabei wurde der Nutzen auf Basis der Überschwemmungsflächen, die ohne die jeweilige Hochwasserschutzanlage eingetreten wären, mit Hilfe des jeweiligen mittleren Vermögenbesatzes und wasserstandabhängigen Schadensfunktionen berechnet. Nachweislich konnten beim Hochwasser 2013 mehr als 450 Mio. Euro Schaden durch die bereits umgesetzten Hochwasserschutzmaßnahmen verhindert werden.

In der Abbildung 5 sind die überschwemmten Gebiete entlang der Vereinigten Mulde für die Hochwasser 2002 und 2013 mit den jeweiligen Deichbrüchen dargestellt.

4. Ereignismanagement und –bewältigung

Der Hochwasserschutz und die Katastrophenbekämpfung im Freistaat Sachsen haben während des Hochwassers 2013 eine wichtige Bewährungsprobe bestanden. In Sachsen waren alle Flussgebiete fast zeitgleich vom Hochwasser betroffen. Dadurch hatte das LHWZ die umfangreiche Aufgabe, flächendeckend alle zuständigen Behörden und die Bevölkerung zu warnen und zu informieren. Das Hochwassermeldesystem hat gut funktioniert. Die Warnmeldungen sind schnell und präzise verteilt und die Vorwarnzeiten vor allem beim Elbestrom deutlich verlängert worden. Die Vorhersagen über die Höhe des Elbpegels erwiesen sich als äußerst treffsicher (KIRCHBACH et al. 2013).

Auch die Katastrophenschutzbehörden stellten frühzeitig ihre Einsatzbereitschaft her. Die vom LHWZ zur Verfügung gestellte Vorwarnzeit, in manchen Landkreisen nur wenige Stunden, konnte überall genutzt werden. Die Einsatzkräfte für den Katastrophenschutz waren überwiegend gut ausgerüstet, aufgestellt und strukturiert (KIRCHBACH et al. 2013). In Sachsen waren ca. 33.700 Menschen von Evakuierungen betroffen. Alle Evakuierungen verliefen geordnet. Das war auch bei den Evakuierungen, die auf Grund kurzer Warnzeiten überraschend und schnell durchgeführt werden mussten, der Fall.

Eine neue Herausforderung in der Kommunikation mit der Öffentlichkeit ist der vermehrte Gebrauch sozialer Medien. Während des Hochwassers 2013 entstand in kürzester Zeit ein System von sozialen Netzwerken, das eigenständig und ohne jegliche öffentliche Steuerung Fluthilfe organisierte und Informationen verbreitete. Die vermittelten Helfer waren an vielen Stellen von großem Nutzen. Es wurden aber auch Fälle beobachtet, bei denen es zu Behinderungen von Maßnahmen der Einsatzkräfte und Fehlleitung von Helfern kam. Für die Zukunft ist es wichtig, eine Strategie zu entwickeln, wie mit sozialen Medien umgegangen und interagiert werden kann. Ziel sollte sein, die ungebundenen Helfer und Ressourcen zielgerichtet einzusetzen und Fehlinformationen sowie Fehlhandlungen zu vermeiden. Mit einem eigenen Angebot in den sozialen Netzwerken können relevante Inhalte aus erster Hand an-

geboten werden. Hierfür müssen nicht nur im Vorfeld Sprachregelungen, Zuständigkeiten und Verfahrensweisen abgestimmt werden, sondern auch im Einsatzfall adäquate Ressourcen zur Verfügung stehen.

5. Schlussfolgerungen

Bereits nach dem Extremereignis von 2002 wurde erkannt, dass nach abgelaufenen Hochwasserereignissen eine zeitnahe, qualifizierte und umfassende Ereignisdokumentation durchgeführt werden muss, um u.a. die erforderliche Datenbasis für spätere im Rahmen der Ereignisanalyse oder darauf aufsetzende Analysen, Berechnungen und Simulationen zu schaffen. Ohne diese Datenbasis sind Kalibrierungen und Weiterentwicklungen von Vorhersage-, Analyse- und Berechnungsmodellen nur schwer oder gar nicht möglich (MÜLLER 2010).

Aus diesem Grund hat das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie gemeinsam mit der Landestalsperrenverwaltung Sachsen, dem Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft sowie der Landesdirektion und den Landratsämtern nach den Ereignissen von 2002, 2010 und 2013 jeweils umfassende Ereignisanalysen erstellt, die weit über eine reine meteorologische und hydrologische Bewertung hinausgehen. Die reduzierten Schäden nach den jüngsten Ereignissen belegen, wie wichtig es ist, insbesondere die Schwachstellen zu identifizieren, um bei zukünftigen Hochwasserereignissen noch besser aufgestellt zu sein. Die ausführlichen Ereignisanalysen sind unter folgendem Link verfügbar: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/2316.htm>

Literatur

- BfG (2014): Das Hochwasser-Extrem des Jahres 2013 in Deutschland – Dokumentation und Analyse. Mitteilung Nr. 31, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- EUROPÄISCHE UNION (2007): Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, (ABl. L 288 vom 06.11.2007, S. 27), 2007.
- FREISTAAT SACHSEN (2013): Sächsisches Wassergesetz vom 12. Juli 2013 (SächsGVBl. S. 503), das zuletzt durch Artikel 22 des Gesetzes vom 29. April 2015 (SächsGVBl. S. 349) geändert worden ist.
- MÜLLER, U. (2010): Hochwasserrisikomanagement – Theorie und Praxis, Vieweg+Teubner Verlag, 440 Seiten, Wiesbaden 2010.
- KIRCHBACH, H.-P., POPP T., SCHRÖDER, J. (2013): Bericht der Kommission der Sächsischen Staatsregierung zur Untersuchung der Flutkatastrophe 2013. Sächsische Staatskanzlei, Dresden, November 2013.
- KÖHLER, U. (2015): Vortrag zum OTT-Anwendertreffen am 29.09.2015 in Kempten, Durchflussmessungen zum Extremhochwasserereignis Juni 2013 in Sachsen – Ein Erfahrungsbericht zu mobilen und stationären Durchflusssystemen.

drought.ch: Beschreibung der Bewältigung des Hitzesommers 2015 in der Schweiz

Luzi Bernhard, Konrad Bogner, Massimiliano Zappa und Manfred Stähli

Die internetbasierte Plattform drought.ch zur Früherkennung von Trockenheit liefert tägliche Informationen zur aktuellen Situation bevorstehender Trockenheit in der Schweiz und liefert Vorhersagen über den weiteren Verlauf der kommenden Tage. Die Ziele der Plattform umfassen folgende Punkte:

- 1) räumlich differenzierte Hinweise zu Trockenheit liefern;
- 2) die Intensität hydrologischer Indikatoren anhand 30-jähriger Klimatologien einordnen und grafisch darstellen;
- 3) forschungsbasierte Plattform, welche jedoch durch Vereinfachungen für sämtliche Wassernutzungssektoren öffentlich zugänglich ist.

Der Hitzesommer 2015 war von zwei persistenten Hitzewellen im Juli geprägt. Im Gegensatz zum Sommer 2003 war der Frühling 2015 in Bezug auf den Niederschlag und die Temperatur relativ durchschnittlich. Die Sommerniederschläge wiesen einen starken West-Ostgradienten auf, welcher sich auch in der Trockenheit widerspiegelte. Während im Juni nur das Wallis von Trockenheit betroffen war, wurde im Juli in allen Regionen von drought.ch auf Trockenheit hingewiesen – auch mit dem eindeutigen West-Ostgradienten analog zu den Niederschlägen. Einige Fließgewässer wiesen Abflüsse sehr nahe an den Minima auf; auch wurden an mehreren Orten Rekorde der Wassertemperaturen gemessen. Somit kann im Juli und August von einem überregionalen Ereignis gesprochen werden.

Die Plattform drought.ch wurde insbesondere nach Nennung in den Medien rege genutzt und diente auch als Entscheidungsgrundlage bei verantwortlichen Behörden. Die Verfügbarkeit von Informationen aus unterschiedlichen Quellen wird durch die breite Öffentlichkeit geschätzt und erlaubt dem Nutzer ein vielschichtiges Bild zum Thema Trockenheit.

Die bislang in drought.ch implementierten COSMO-LEPS Vorhersagen werden für die tägliche Berechnung Prognosen (1–5 Tage) für drei ausgewählte Einzugsgebiete verwendet und veröffentlicht. Zusätzlich sind neben diesen Vorhersagen seit April 2015 Monatsvorhersagen (ENS), bestehend aus 50 Ensemble Members und einem Control Run vom European Centre for Medium-Range Weather Forecasts experimentell integriert worden. Diese beiden Vorhersagesysteme, COSMO-LEPS und ENS, sind nun für die Hitzeperiode des Sommers 2015 für über 50 Teileinzugsgebiete ausgewertet und mit den klimatologischen Vorhersagen verglichen worden. Folgende Verifizierungskenngrößen wurden unter anderem verwendet: 1) für die drei Einzugsgebiete mit beobachteten Abflussmessungen der Nash-Sutcliffe Koeffizient und der Mittlere Absolute Fehler sowie 2) für die räumlich aggregierten Ergebnisse der Monatsvorhersage der Geometrische Mittlere Relative Absolute Fehler. Wie die vorläufigen Ergebnisse zeigen, war schon relativ früh ein erster Hinweis auf eine Trockenperiode erkennbar, welche sich mit zunehmend zeitlicher Nähe zum Sommer sichtlich manifestierte. Insbesondere der GMRAE zeigt schon Mitte bis Ende Juni in Bezug zur Klimatologie für den gesamten Vorhersagehorizont von 32 Tagen eine signifikant bessere Qualität der Vorhersagen.

Der Dürremonitor – Aktuelle Information zur Bodenfeuchte in Deutschland

Andreas Marx, Luis Samaniego, Rohini Kumar, Stephan Thober, Juliane Mai und
Matthias Zink

Zusammenfassung

Dürren, wie u.a. im Jahr 2003 in Mitteleuropa, haben gezeigt, dass die eingeschränkte Verfügbarkeit von Wasser zu messbaren negativen Effekten auf unsere Gesellschaft führen kann. Dazu zählen negative Auswirkungen wie die Reduktion der Pflanzenproduktivität z.B. in der Landwirtschaft oder das erhöhte Risiko von Sekundärschäden und Waldbränden in der Forstwirtschaft. Diese sind die Folgen sogenannter landwirtschaftlicher Dürren, einer Verknappung des verfügbaren Bodenwassers. Im Jahr 2015 hat die Trockenheit des Bodens in weiten Teilen Süd- und Ostdeutschlands zu Ertragsrückgängen z.B. beim Winterweizen geführt. Gegenüber dem Rekordjahr 2014 ist ein bundesweiter Rückgang von 12 % festgestellt worden, wobei regional Ertragsrückgänge von bis zu 40 % auftraten.

Am Umweltforschungszentrum (UFZ) wurde der deutsche Dürremonitor entwickelt, welcher hochaufgelöste Informationen zu Trockenheit und Dürre in fast-Echtzeit und leicht verständlich unter www.ufz.de/duerremonitor frei zur Verfügung stellt. In einer Auflösung von 4x4 km² werden täglich flächendeckende Informationen zu Trockenheit bereitgestellt. Das operative Modellsystem besteht im Wesentlichen aus fünf Schritten: (1) der täglichen Aktualisierung der beobachteten meteorologischen Daten vom Deutschen Wetterdienst, deren Konsistenzprüfung und Interpolation, (2) Simulation der aktuellen Bodenfeuchte unter Verwendung des mesoskaligen Hydrologischen Modells mHM (www.ufz.de/mhm), (3) Berechnung des Perzentil-basierten Bodenfeuchteindex (SMI) auf der statistischen Basis des Zeitraumes 1953-2014, und (4) Klassifikation des SMI in fünf Dürre-Klassen von „ungewöhnlich trocken“ bis zu „außergewöhnliche Dürre“ und (5) Visualisierung und Veröffentlichung unter www.ufz.de/duerremonitor. Unsere Analyse zeigt, dass das Ereignis 2003 zwar unter den größten zehn Ereignissen in Deutschland rangiert, jedoch von anderen Dürren, z.B. in den 50er und 70er Jahren, übertroffen wurde. Auch das aktuelle Trockenereignis 2015 wird diskutiert, welches zeitweise bis zu 75 % Deutschlands betraf.

1. Einleitung

Ein Dürreereignis ist ein natürliches Phänomen, das aufgrund von Niederschlagsdefiziten auftritt (WILHITE 2005). Dies kann sich übersetzen in Wasserknappheit, einer Diskrepanz zwischen dem tatsächlichen Bedarf und der entsprechenden Verfügbarkeit von Wasser (sowohl ökologisch als auch nach gesellschaftlichen Bedürfnissen). Dürren entwickeln sich oft sehr langsam über Jahre hinweg und können dabei nationale und kontinentale räumliche Ausdehnungen erreichen (SHEFFIELD UND WOOD 2011, SAMANIEGO et al. 2013). Damit weisen Dürren im Vergleich zu anderen Naturkatastrophen die größte räumliche Ausdehnung und die längste Dauer auf (SHEFFIELD UND WOOD 2011). Zwischen 1950 und 2014 waren nach der EM-DAT-Datenbank (GUHA-SAPIR et al. 2015) 2.2 Milliarden Menschen weltweit von Dürren betroffen. Damit betreffen Dürren nach Hochwassern mit 3,6 Milliarden die meisten Menschen. In Europa lagen die Kosten pro Dürreereignis in diesem Zeitraum bei 621 Millionen €. Damit sind Dürren die teuersten Naturkatastrophen in dieser Region (GUHA-SAPIR et al. 2015). Auswirkungen lassen sich auf viele gesellschaftliche Bereiche und Sektoren wie Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft, Energieerzeugung und Gesundheit feststellen. Dabei gibt es direkte und indirekte Auswirkungen (WILHITE et al. 2007). Direkte Auswirkungen sind beispielsweise reduzierter Ernteertrag oder Beeinflussung der Nettoprimärproduktivität von natürlichen und gemanagten Systemen, erhöhte Waldbrandgefahr, reduzierte Flusswasserstände oder erhöhte Sterblichkeit von Nutz- und Wildtieren oder Fischen. Sie können in der Regel quantifiziert werden, während die Bewertung der indirekten Auswirkungen häufig schwierig ist. Beispiele für die indirekten Auswirkungen sind variable Nahrungs-

mittelpreise aufgrund von Markteffekten im Bereich der Landwirtschaft. Infolgedessen ist es schwierig, die Gesamtkosten und Verluste auf regionaler und nationaler Ebene zu schätzen. Es wird davon ausgegangen, dass indirekte Auswirkungen von Dürren auf regionaler Ebene größer als die direkten Auswirkungen sein können (WILHITE et al. 2007). Aus ökonomischer Sicht betreffen Dürren vor allem Landwirtschaft, Ernährung, Energieerzeugung, Binnenschifffahrt und Tourismus. Dabei sind die agrarökonomischen Auswirkungen in der Regel am größten. Beeinträchtigungen in der Energiewirtschaft treten vor allem dann auf, wenn die Wassertemperatur über einen kritischen Schwellenwert steigt und folglich die Verfügbarkeit von Kühlwasser für Kraftwerke begrenzt ist. Ökonomisch können Sekundäreffekte auftreten. So haben großräumige und lang anhaltende Dürreereignisse nicht nur Auswirkungen auf die regionale Landwirtschaft, sondern auch Auswirkungen auf die internationalen Rohstoffpreise und die Ernährungssicherheit (VANNEUVILLE et al. 2012).

Nach Angaben der Europäischen Kommission hat sich die Häufigkeit von Dürren seit 1980 erhöht und wird zukünftig wahrscheinlich weiter ansteigen (EEA 2012). 11 % der europäischen Bevölkerung und 17 % der Fläche der EU waren dabei bereits von Wasserknappheit betroffen (EC 2007, EC 2010). Die Dürre 2003 hat zum Beispiel in Deutschland allein ca. 7.000 zusätzliche Todesfälle gefordert und einen agrarökonomischen Verlust von 1,5 Mrd. EUR verursacht. Auf europäischer Ebene wird von 70.000 Todesopfern (ROBINE et al. 2008) und wirtschaftlichen Verlusten in Höhe von 15 Mrd. EUR (COPA-COGECA 2003) für die Dürre 2003 ausgegangen. Die aktuelle Bodentrockenheit im Jahr 2015 in Deutschland verursachte regional unterschiedliche Verluste im Ernteertrag und ein erhöhtes Waldbrandrisiko.

Eine präzise und allgemein gültige Definition von Dürre gibt es nicht (WILHITE 2005), weil Dürren sektoral- und regionalspezifische Auswirkungen haben. Zum Beispiel würde ein Landwirt ein Dürreereignis in einer anderen Weise als ein Wasserressourcenmanager interpretieren (z.B. WMO 2006). MISHRA & SINGH (2010) untergliedern vier verschiedene Arten von Dürren: die meteorologische, hydrologische, landwirtschaftliche und sozioökonomische Dürre. Darüber hinaus weisen VAN LANEN & PETERS (2000) und KUMAR et al. (2015) auf die Bedeutung von Grundwasserdürren auf längeren Zeitskalen hin. Die meteorologische Dürre entsteht durch ein Niederschlagsdefizit bezogen auf einen Referenzzeitraum. Sie wird häufig durch den Standardized Precipitation Index (SPI) (MCKEE et al. 1993) oder den Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index (SPEI) unter zusätzlicher Abschätzung der potentiellen Verdunstung beschrieben. Die hydrologische Trockenheit bezieht sich auf die Verfügbarkeit von oberirdischem Wasser. Grundwasserdürren werden durch außergewöhnlich niedrige Grundwasserspiegel oder der Grundwasserneubildung und dem Basisabfluss quantifiziert.

Nach der Definition der WMO bezieht sich die landwirtschaftliche Dürre auf die Bodenwasserverfügbarkeit. Einschränkungen in der Menge von pflanzenverfügbarem Bodenwasser können sich auf die photosynthetische Leistung und Nettoprimärproduktion von Vegetation und den landwirtschaftlichen Ernteertrag auswirken. Darüber hinaus kann die sozioökonomische Dürre durch alle vorgenannten Dürretypen ausgelöst werden. Durch Wassermangel werden dabei monetäre Verluste verursacht. Meteorologische Dürren dauern in der Regel am kürzesten an, gefolgt von der landwirtschaftlichen und der hydrologischen Dürre sowie der Grundwasserdürre.

Eine Dürremonitoringsystem, das zeitnah Informationen über den Beginn von Ereignissen liefert sowie Umfang, Dauer und Intensität bewerten kann, ist geeignet, ökonomische und ökologische Schäden zu begrenzen (WILHITE 1993). Wir betrachten in dieser Studie die landwirtschaftlichen oder Bodenfeuchtedürren auf Grund ihres besonderen Gefahrenpotenzials für die Gesellschaft. In-situ-Bodenfeuchtebeobachtungen sind in der Regel auf regionaler oder nationaler Ebene kaum verfügbar. Fernerkundungsprodukte liefern flächenhafte Informationen, sind aber oft unsicher, decken nur den Überflugzeitpunkt ab und sind nicht über lange Zeiträume verfügbar (SHEFFIELD et al. 2014). Vor diesem Hintergrund stellt diese Studie einen Dürremonitor auf der Basis von mesoskaligen hydrologischen Modellsimulationen vor.

1.1 Bestehende Dürrebeobachtungssysteme

Für große Teile der Welt sind bereits Dürremonitore für die Öffentlichkeit frei verfügbar. Auf dem kontinentalen Maßstab existieren Dürreüberwachungs- oder Prognosesysteme für Nordamerika (LAWRIMORE et al. 2002), Europa (HORION et al. 2012) und Afrika (SHEFFIELD et al. 2014). Auf nationaler Ebene gibt es Online-Plattformen für Indien (SHAH & MISHRA 2015), Tschechien (TRNKA et al. 2014) oder die Vereinigten Staaten von America (SVOBODA et al. 2002, WOOD 2008). Diese Monitore unterscheiden sich in ihren Eingabedaten, räumlicher und zeitlicher Auflösung und den verwendeten Trockenheitsindizes. Das am längsten bestehende System ist der US-Dürre-Monitor aus dem Jahr 1999. Die wöchentlich veröffentlichte Karte ist eine Kombination aus verschiedenen Indizes basierend auf dem standardisierten Niederschlagsindex, dem Palmer Drought Severity Index, Bodenfeuchteperzentilen aus hydrologischen Modellsimulationen und Expertenwissen (SVOBODA et al. 2002). Sektorale Experten z.B. aus Landwirtschaft und Wasserressourcenmanagement speisen zusätzliche Informationen ein und überprüfen die wöchentlichen Dürrekarten. Der nordamerikanische Dürre-Monitor wurde im Jahr 2002 auf der Grundlage der Erfahrungen der US-Dürre-Monitor implementiert (LAWRIMORE et al. 2002). Er beinhaltet eine Vergrößerung des untersuchten Raumes um Kanada und Mexiko und stellt monatliche Dürrekarten zur Verfügung. Die Dürremonitore der Universität Washington (WOOD 2008) und der Princeton University (LUO UND WOOD 2007) decken ebenfalls die Vereinigten Staaten ab und zeigen Simulationen und Prognosen der Bodenfeuchte, von Schnee und Abfluss auf Basis des Variable Infiltration Capacity (VIC) Modell (LIANG et al. 1994). Systeme für Indien (SHAH 2015) und Afrika (SHEFFIELD ET AL 2014) basieren aufgrund der eingeschränkten Verfügbarkeit von Bodenbeobachtungen auf Bias-korrigierten Satellitenniederschlagsdaten. Diese Systeme laufen auf einer räumlichen Auflösung von 0,25 Grad und beinhalten Indizes zum Niederschlag, zur Bodenfeuchte und zum Abfluss aus dem VIC Modell. Der Tschechische Dürre-Monitor (TRNKA et al. 2014) basiert auf der modellierten Bodenfeuchte der Wurzelzone, die aus lokalen meteorologischen Beobachtungen abgeleitet werden. Karten sind wöchentlich mit einer räumlichen Auflösung von 500 m verfügbar. Auf kontinentaler Ebene zeigt der European Drought Monitor (EDO) den aktuellen Dürrestatus für zehntägige Intervalle. Dazu werden ein kombinierter Dürreindikator aus dem standardisierten Niederschlagsindex (SPI) sowie Bodenfeuchte aus dem hydrologischen Modell LISFLOOD (DE ROO et al. 2000) und Vegetationsbedingungen (photosynthetisch aktiver Strahlungsanteil aus ENVISAT Satelliten-

daten) genutzt (HORION et al. 2012). Für Bodenfeuchte und Vegetationsstatus werden Anomalien (Abweichung vom langjährigen Mittel bezogen auf die Standardabweichung) berechnet. Die dazu genutzten Bezugszeiträume sind 1981-2010, 1990-2010 und 1997-2010. Die räumliche Auflösung liegt bei 25 km für den Niederschlag, 5 km für die Bodenfeuchte und 1 km für FAPAR.

2. Der Deutsche Dürremonitor

In unserer Arbeit im Mitteldeutschen Klimabüro mit regionalen Akteuren vor allem aus der Land- und Forstwirtschaft hat sich der Wunsch der Anwender nach einem hochauflösenden regionalen Dürremonitor gezeigt. Unser System basiert auf meteorologischen Stationsdaten des DWD und somit den dichtesten und zuverlässigsten, verfügbaren Daten.

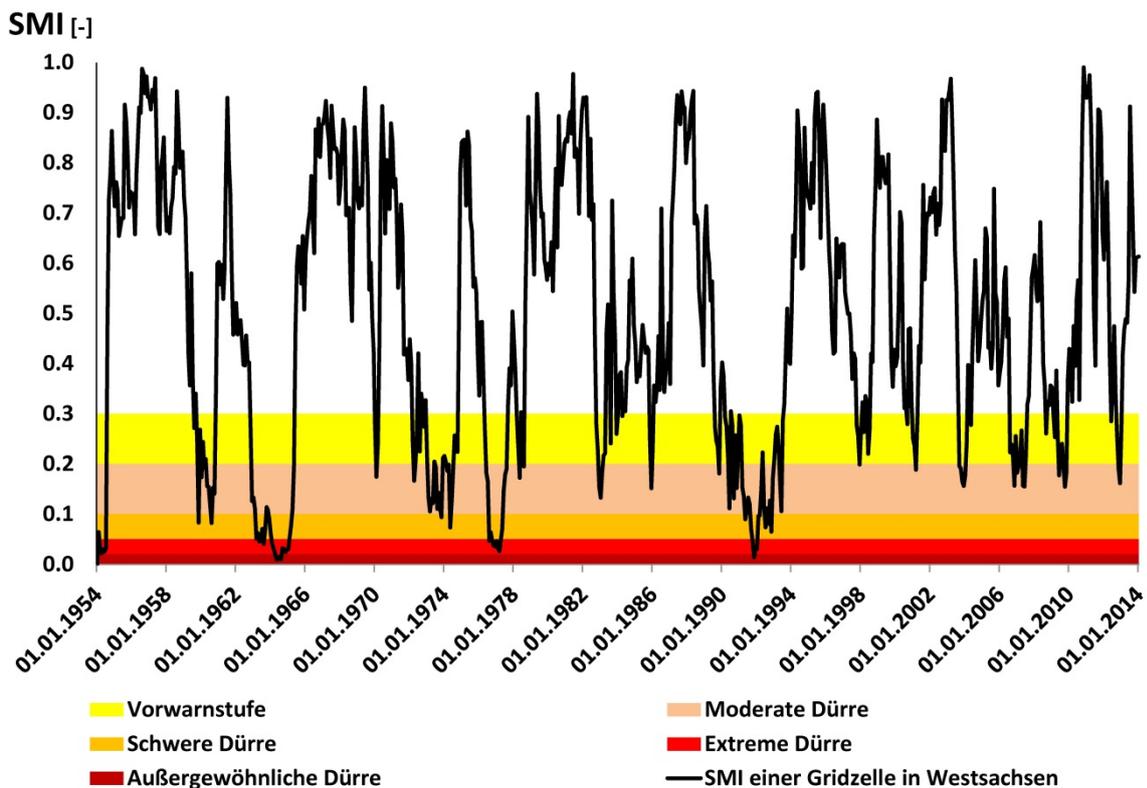


Abb.1: Bodenfeuchteindex (SMI) einer Gitterzelle in Westsachsen über den 60-jährigen Referenzzeitraum. Für jede Gitterzelle wurden monatliche kumulierte Häufigkeitsverteilungen berechnet, auf deren Basis der SMI berechnet wird. Farblich gekennzeichnet sind die Trockenklassen von der Vorwarnung (gelb) bis hin zur außergewöhnlichen Dürre (rotbrau).

Aufgrund der langfristigen Verfügbarkeit von meteorologischen Daten in hoher räumlicher Auflösung seit 1951 können wir einen 60-jährigen Referenzzeitraum für die statistische Basis der Dürreindizes verwenden. Dies ist wesentlich länger als in anderen für Deutschland bestehenden Systemen. Die Schätzung der Dürreindizes basiert auf Perzentilen der simulierten monatlichen Bodenfeuchte für jede 4x4 km² Gitterzelle (Bsp. SMI siehe Abbildung. 1). Damit ist neben der Angabe über den aktuellen Bodenfeuchtezustand auch eine Quantifizierung von Dürren in Bezug auf zeitliche Andauer und räumliche Ausdehnung möglich.

2.1 Operationeller Rahmen für den Dürremonitor

Der Deutsche Dürremonitor (GDM) schätzt Trockenheit basierend auf near-realtime Beobachtungen von meteorologischen Daten ab.

Diese treiben das hydrologische Modell mHM (SAMANIEGO et al. 2010, KUMAR et al. 2013a) an und liefern Bodenfeuchte in drei Bodenschichten. Als Benchmark für die Abschätzung der Trockenheit werden kumulative Häufigkeitsverteilungen aus 60-jährigen Simulationen für den Zeitraum von 1954 bis 2013 genutzt. Die Bodenfeuchteperzentile liegen dabei für jede Gitterzelle und jeden Monat des Jahres vor. Auf Basis der Clustermethode nach (SAMANIEGO et al. 2013) kann die räumliche und zeitliche Ausdehnung von Ereignissen bestimmt werden, welche auch in THOBER et al. (2015) verwendet wurde. Des Weiteren wird eine Dürreklassifizierung durchgeführt.

Das operationelle System besteht im Wesentlichen aus vier Schritten (siehe Abbildung 2):

1. **Meteorologische Datenbasis herstellen:** Abrufen der täglichen Wetterdaten beim Climate Data Center (CDC) des DWD, die Qualitätskontrolle, die Interpolation der Stationsdaten mit External Drift Kriging auf ein 4x4 km² Gitter und die Berechnung der potentiellen Evaporation. Derzeit fließen etwa 1.700 Niederschlags- und 500 Klimastationen, welche minimale, maximale und durchschnittliche tägliche Temperaturen messen, in den Dürremonitor ein. Die Daten sind beim CDC mit einer Verzögerung von 4 Tagen flächendeckend verfügbar – daher liefert der Dürremonitor ein „near-realtime“ Produkt mit einer Verzögerung von 4 Tagen. Bei der Interpolation wird ein Höhenmodell als externe Drift verwendet.
2. **Hydrologische Simulationen mit mHM:** Das hydrologische Modell mHM ist ein Prozess-basiertes räumlich verteiltes Modell, bei dem Schneeakkumulation und Schmelze, Interzeption, Infiltration, Interflow und Grundwasserneubildung berücksichtigt sind. Es berechnet für jede Zelle Direktabfluss, Basisabfluss sowie langsamen und schnellen Interflow, die nach der Aggregation mit Muskingum-Cunge geroutet werden (TODINI 2007). Durch die Verwendung der Multiskalen-Parameter Regionalisierung (MPR; SAMANIEGO et al. 2010, KUMAR et al. 2013a) kann die subskalige Variabilität abgebildet werden. Die Modellparameter werden in einem ersten Schritt auf der niedrigsten möglichen Eingangsaufösung mit 100x100 m geschätzt und im zweiten Schritt auf die Zielaufösung 4x4 km² transferiert (KUMAR et al. 2013a). Das Modell wurde auf einer breiten Palette von Einzugsgebieten mit Größen zwischen 4 und 530.000 km² in klimatisch sehr unterschiedlichen Regionen (Deutschland, Europa, USA, Indien) eingesetzt (SAMANIEGO et al. 2011, KUMAR et al. 2013a, SAMANIEGO et al. 2013, RAKOVEC et al. 2016, THOBER et al. 2015). Das hydrologische Modell wurde 1954 initialisiert und die Zustandsvariablen am Ende der Referenzperiode (31.12.2013) gespeichert. Die operationellen hydrologischen Simulationen lesen diese Daten ein und starten am 01.01.2014. Als Ergebnis liegen u.a. Bodenfeuchtefelder in drei Schichten vor. Die Dicke der oberen zwei Schichten betragen 5 cm und 20 cm. Die Mächtigkeit der dritten Schicht ist räumlich variabel in Abhängigkeit von der Bodenart.

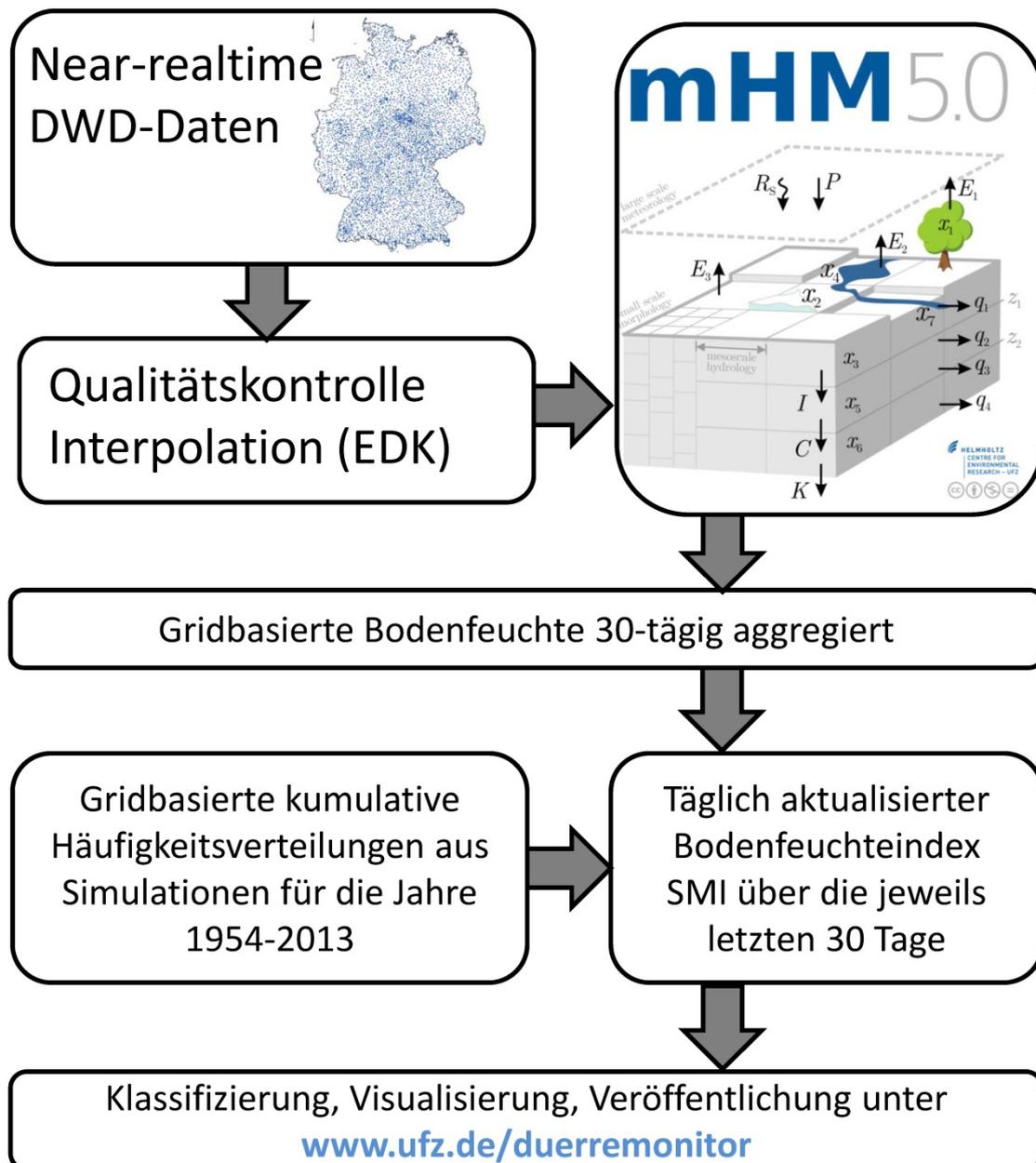


Abb.2: Schema des operationellen Ablaufes des Dürremonitors, das jeweils nachts um 2 Uhr CET gestartet wird.

3. **Berechnung des standardisierten Bodenfeuchte Index (SMI):** Auf Basis einer 60-jährigen Referenzsimulation 1954-2013 wird unter Verwendung eines nicht-parametrischen Kerns eine kumulative Verteilungsfunktion für einen über 30 Tage gemittelten Bodenfeuchtwert bestimmt. Diese Verteilungsfunktion wird für jede Gitterzelle und für jeden Tag des Jahres bestimmt. Die Berechnung des SMI ist vergleichbar mit anderen Indizes wie dem Standardisierten Niederschlagsindex SPI (MCKEE et al. 1993).

4. **Klassifikation, Visualisierung und Veröffentlichung:** Schließlich wird der SMI basierend auf den Erfahrungen des US Drought Monitors (SVOBODA et al. 2002) klassifiziert. Vier Klassen definieren verschiedene Stufen von Trockenheit mit moderaten Auswirkungen auf die Vegetation ($\text{SMI} < 0.2$) bis zur hohen Wahrscheinlichkeit des Verlustes von Kulturpflanzen und hoher Waldbrandgefahr ($\text{SMI} < 0.02$). Die extremste Stufe bildet eine Wiederkehrwahrscheinlichkeit von 50 Jahren ab. Eine fünfte Stufe dient der Vorwarnung. Die resultierenden Karten veröffentlichen wir täglich gegen 2.30 Uhr für die obersten 25 cm und den Gesamtboden unter www.ufz.de/duerremonitor.

3. Dürreereignis 2015

Deutschland erlebte bereits zwei Trockenphasen seit der Umsetzung des GDM im Jahr 2014.

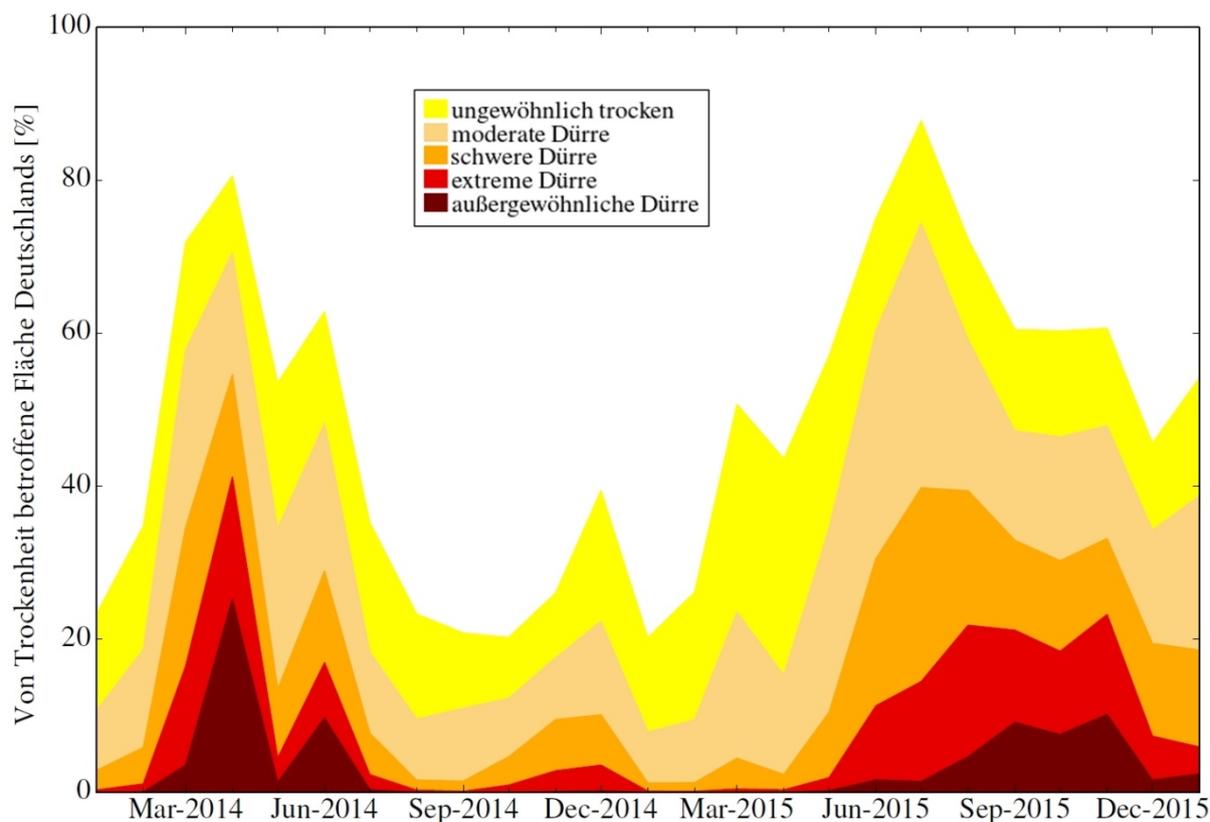


Abb.3: Flächenhafte Entwicklung der Trockenereignisse seit Januar 2014.

Die erste fand im Frühjahr 2014 statt. Der April war außergewöhnlich trocken mit 70 % der Fläche Deutschlands unter Dürrebedingungen mit einem $\text{SMI} < 0,2$ (Abbildung 3). Eine außergewöhnliche Dürre ($\text{SMI} < 0,02$) lag auf 25 % der Gesamtfläche vor. Die Situation entspannte sich im Mai aufgrund der überdurchschnittlichen Niederschlagsmengen. Als Folge konnten die Vegetation und insbesondere landwirtschaftliche Nutzpflanzen ausreichend mit Wasser versorgt werden, vor allem während der Wachstumsphase nach der Aussaat im April und im Mai. Obwohl der Juni wieder sehr trocken war, konnten für einige landwirtschaftliche

Kulturen Rekorderträge gemeldet werden (BMEL 2014). Im Jahr 2015 war die Dürresituation anders. Die Frühjahrstrockenheit hielt in einigen Regionen Deutschlands bis zum Spätsommer an. Das Wachstum von einigen Kulturpflanzen wurde bereits durch Wasserknappheit im Mai verzögert (BMEL 2015). Daraus resultierten in Deutschland beim Mais Ertragsrückgänge um 22 % im Vergleich zum Durchschnitt 2009-2014. Zusätzlich traten Verluste im Grünland auf.

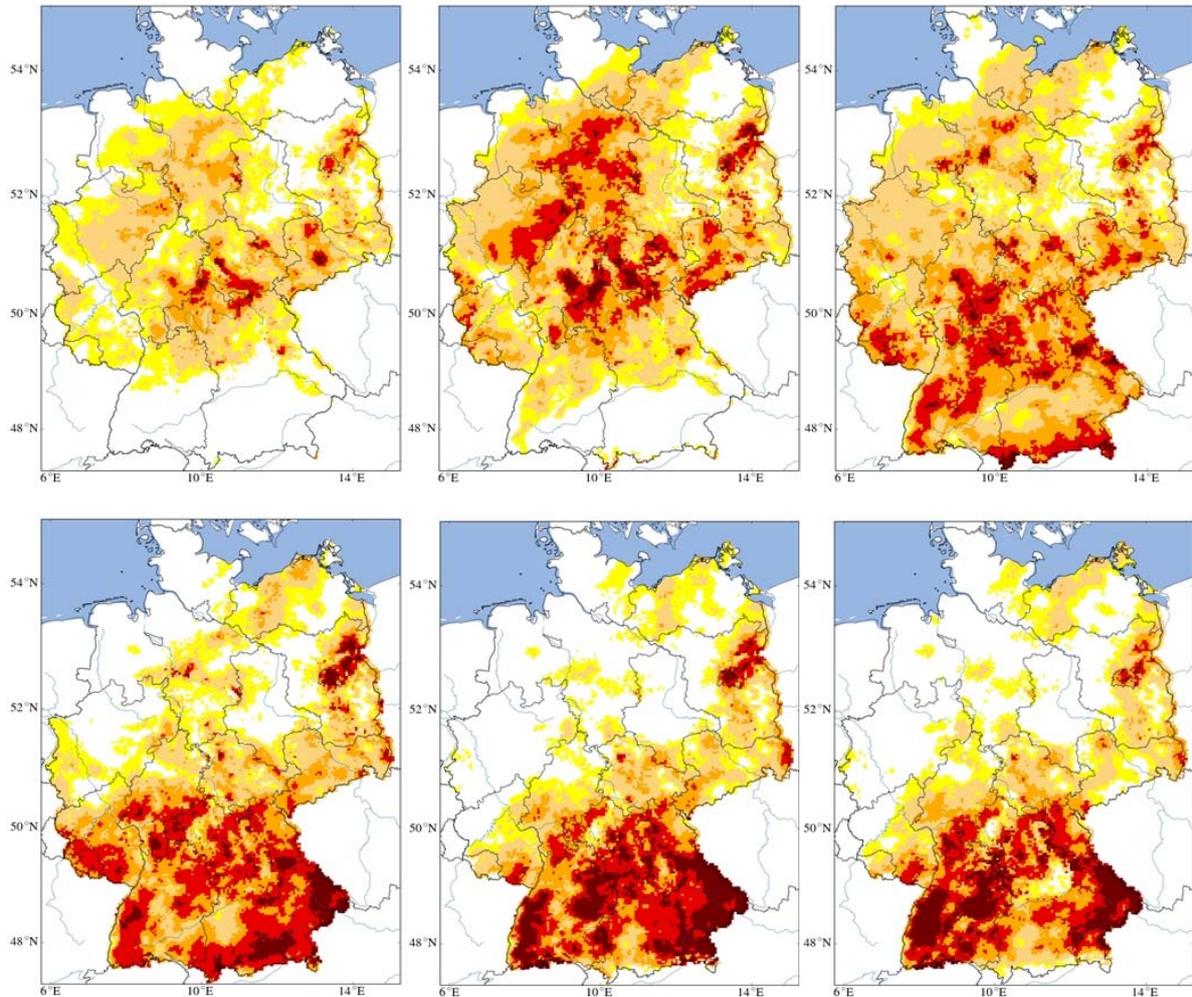


Abb.4: Entwicklung der Trockenheit von Mai-Juli (oben) und August-Oktober 2015 (unten). Die Legende zur Farbkodierung findet sich in Abbildung 3.

Auswirkungen gab es auch auf andere Sektoren. So wurde z.B. aufgrund der geringen Wasserpegel die Binnenschifffahrt auf der Elbe zeitweise eingestellt. Ein anderes Beispiel für sehr trockene Bedingungen war Berlin, wo Bäume bereits Mitte August mit Blattverfärbung und Blattwurf einsetzten. Im späteren Verlauf des Sommers fand sich dieser Effekt in Bayern wieder, wo die Trockenheit erst im September ihren Höhepunkt erreichte (siehe Abbildung 4). In der Studie von SAMANIEGO et al. (2013) wurde eine Klassifikation von Dürreereignissen in Deutschland seit 1951 durchgeführt. Dazu wurde die betroffene Fläche, die Andauer der Trockenheit mit $SMI < 0.2$ und die absolute Trockenheit genutzt, um eine dimensionslose Zahl zu berechnen. Nach diesem Verfahren liegt das Ereignis 2015 auf dem neunten Platz

aller Ereignisse seit 1951. Zum Vergleich rangiert das Ereignis 2003 auf Platz 7. Die vier größten Dürreereignisse in Deutschland seit 1951 fanden vor 1977 statt.

Zusammenfassung und Ausblick

Der hier vorgestellte Deutsche Dürremonitor (GDM) bietet eine einfache Möglichkeit der Information zu landwirtschaftlicher Dürre, die den Bodenfeuchtezustand beschreibt. Seit 2014 ist der Dürremonitor online verfügbar. Sein Einsatz soll eine Entscheidungsunterstützung für regionale Akteure liefern. Aus den Reaktionen und Anfragen der letzten beiden Jahre hat sich herauskristallisiert, dass Land- und Forstwirtschaft sowie Vertreter von Behörden und Ämtern die Hauptnutzergruppe darstellen.

Auf der Basis der engmaschigen meteorologischen Beobachtungen in Deutschland wird erst die hochaufgelöste Simulation der aktuellen Bodenfeuchte in einer räumlichen Auflösung von 4×4 km² möglich. Da diese Datenbasis ab 1951 verfügbar ist, konnten die dem Bodenfeuchteindex zugrunde liegenden kumulativen Häufigkeitsverteilungen für jede Gitterzelle in Deutschland über einen 60-jährigen Zeitraum berechnet werden. Die Operationalisierung des Systems ermöglicht Schätzungen der Bodenfeuchte auf einer täglichen Basis. Sie deckt den Zeitraum der jeweils letzten 30 Tage ab. Eine resultierende, leicht verständliche Dürre-karte für Deutschland ist für die Öffentlichkeit frei online verfügbar (www.ufz.de/duerremonitor).

Die Einordnung von Dürreereignissen und der Vergleich mit vergangenen Ereignissen helfen, ihre möglichen Auswirkungen abzuschätzen. Obwohl unser Fokus auf der Bodenfeuchte liegt, streben wir eine kollaborative Arbeit mit Agraringenieuren, Wasserressourcen-Managern, Hydrologen, politischen Entscheidungsträgern und Interessengruppen an, um die Nützlichkeit des Produktes zu verbessern, die Zuverlässigkeit der Dürreinformationen zu erhöhen und die Akzeptanz zu stärken.

Danksagung

Wir danken dem Deutschen Wetterdienst (DWD), dem Joint Research Center (JRC) der Europäischen Kommission, der Europäischen Umweltagentur (EEA), der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), dem Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), dem European Water Archive und die Global Runoff Data Center (GRDC) für die Bereitstellung der Daten. Diese Arbeit wurde unterstützt durch die "Helmholtz-Allianz Fernerkundung und Earth System Dynamics" und ist Teil der Helmholtz Klimainitiative REKLIM.

Literatur

- COPA-COGECA (2003): Assessment of the impact of the heat wave and drought of the summer 2003 on agriculture and forestry. Tech. rep., Committee of Agricultural Organisations in the European Union.
- DE ROO, A. P. J., C. G. WESSELING & W. P. a. VAN DEURSEN (2000): Physically based river basin modelling within a GIS: the LISFLOOD model. Hydrological Processes, 14 (11-12), 1981–1992, doi:10.1002/1099-1085(20000815/30)
- EUROPEAN COMMISSION (2007): Water Scarcity and Droughts - In-Depth Assessment. Tech. rep., 1–93 pp.

- EUROPEAN COMMISSION (2010): Water Scarcity and Drought in the European Union. URL <http://ec.europa.eu/environment/water/quantity/pdf/brochure.pdf>, 4 pp.
- EUROPEAN COMMISSION (2012): Final Report Gap Analysis of the Water Scarcity and Droughts Policy in the EU European Commission. Tech. rep., 1–206 pp.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2012): Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012: an indicator-based report. EEA Report, (12), 304, doi:10.2800/
- FEDERAL MINISTRY OF FOOD AND AGRICULTURE (BMEL) (2014): Rekordergebnis bei den Hektarerträgen: Kartoffelernte 2014 übertrifft mehrjährigen Durchschnitt deutlich.
- FEDERAL MINISTRY OF FOOD AND AGRICULTURE (BMEL) (2015): Erntebericht 2015 : Mengen und Preise. Tech. Rep. August, 29 pp.
- GUHA-SAPIR, D., R. BELOW & P. HOYOIS (2015): EM-DAT: The OFDA/CRED International Disaster Database. Universite Catholique de Louvain (www.emdat.be)
- HORION, S., A. SINGLETON, P. BARBOSA & J. VOGT (2012): JRC experience on the development of Drought Information Systems. Tech. rep. doi:10.2788/15761.
- KUMAR, R., B. LIVNEH & L. SAMANIEGO (2013): Toward computationally efficient large-scale hydrologic predictions with a multiscale regionalization scheme. *Water Resources Research*, 49 (9), 5700–5714, doi:10.1002/wrcr.20431
- KUMAR, R., MUSUUZA, J. L., VAN LOON, A. F., TEULING, A. J., BARTHEL, R., TEN BROEK, J., MAI, J., SAMANIEGO, L., and ATTINGER, S. (2015): Multiscale evaluation of the standardized precipitation index as a groundwater drought indicator, *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 12, 7405–7436, doi:10.5194/hessd-12-7405-2015, 2015.
- LAWRIMORE, J., R. R. HEIM, M. SVOBODA, V. SWAIL & P. J. ENGLEHART (2002): Beginning a new era of drought monitoring across North America., 1191–1192 pp., doi:10.1175/1520-0477(2002)083(1191:BANEOD)2.3.CO;2.
- LIANG, X., D. P. LETTENMAIER, E., F. WOOD & S. J. BURGESS (1994): A simple hydrologically based model of land surface water and energy flux for general circulation models. *Journal of Geophysical Research*, 99 (D7), 14 415–14 428, doi:10.1029/94JD00483
- LUO, L. UND E. F. WOOD (2007): Monitoring and predicting the 2007 U.S. drought, *Geophys. Res. Lett.*, 34, L22702, doi:10.1029/2007GL031673.
- MCKEE, T. B., N. J. DOESKEN & J. KLEIST (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scales. *Proceedings of the 8th Conference of Applied Climatology*, American Meteorological Society
- MISHRA, A. K. & V. P. SINGH (2010): A review of drought concepts. Elsevier B.V., URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012>
- RAKOVEC, O., R. KUMAR, J. MAI, M. CUNTZ, S. THOBER, M. ZINK, S. ATTINGER, D. SCHÄFER, M. SCHRÖN, L. SAMANIEGO (2016): Multiscale and Multivariate Evaluation of Water Fluxes and States over European River Basins, *Journal of Hydrometeorology*, 17(1): 287–307.
- ROBINE, J., S. L. K. CHEUNG, S. LE ROY, H. VAN OYEN, C. GRIFFITHS, J.-P. MICHEL & F. R. HERRMANN (2008): Death toll exceeded 70,000 in Europe during the summer of 2003. *Comptes Rendus Biologies*, 331 (2), 171–178, doi:10.1016/j.crv.2007.12.001, URL

- SAMANIEGO, L., R. KUMAR & S. ATTINGER (2010): Multiscale parameter regionalization of a grid-based hydrologic model at the mesoscale. *Water Resources Research*, 46 (5), n/a–n/a, doi:10.1029/2008WR007327, URL <http://www.agu.org/pubs/>
- SAMANIEGO, L., R. KUMAR & C. JACKISCH (2011): Predictions in a data-sparse region using a regionalized grid-based hydrologic model driven by remotely sensed data. *Hydrology Research*, 42 (5), 338–355, doi:10.2166/nh.2011.156
- SAMANIEGO, L., R. KUMAR & M. ZINK (2013): Implications of Parameter Uncertainty on Soil Moisture Drought Analysis in Germany. *Journal of Hydrometeorology*, 14 (1), 47–68, doi:10.1175/JHM-D-12-075.1
- SHAH, R. D. & V. MISHRA (2015): Development of an Experimental Near-Real-Time Drought Monitor for India. *Journal of Hydrometeorology*, 16 (1), 327–345, doi:10.1175/JHM-D-14-0041.1
- SHEFFIELD J. & E. F. WOOD (2011): *Drought: Past Problems and Future Scenarios*. Earthscan, 210 pp.
- SHEFFIELD J., E.F. WOOD, N. CHANEY, K. GUAN, S. SADRI, X. YUAN, L. OLANG, A. AMANI, A. ALI, S. DEMUTH, L. OGALLO (2014): A Drought Monitoring and Forecasting System for Sub-Sahara African Water Resources and Food Security. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95 (6), 861–882, doi:10.1175/BAMS-D-12-00124.1
- SVOBODA, M. & COAUTHORS (2002): The drought monitor. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83 (8), 1181–1190, doi:10.1175/1520-0477(2002)083(1181:TDM)2.3.CO;2, URL <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0477>
- THOBER, S., R. KUMAR, J. SHEFFIELD, J. MAI, D. SCHÄFER & L. SAMANIEGO (2015): Seasonal Soil Moisture Drought Prediction over Europe using the North American Multi-Model Ensemble (NMME). *Journal of Hydrometeorology*, doi:10.1175/JHM-D-15-0053.1
- TODINI, E. (2007): A mass conservative and water storage consistent variable parameter Muskingum-Cunge approach, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11, 1645-1659, doi:10.5194/hess-11-1645-2007.
- TRNKA, M., HLAVINKA, P., SEMERÁDOVÁ, D., BALEK, J., MOŽNÝ, M., STĚPÁNEK, P., ZARADNÍČEK, P., HAYES, M., EITZINGER, J., ŽALUD, Z. (2014): Drought monitor for the Czech Republic - www.intersucho.cz. *MENDEL AND BIOCLIMATOLOGY*, 630–638.
- VAN LANEN, H. A. J. & E. PETERS (2000): Definition, effects and assessment of groundwater droughts. *Drought and Drought Mitigation in Europe*, J. V. Vogt, and F. Somma, Eds., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 49–61.
- VANNEUVILLE, W., B. WERNER, T. KJELDSSEN, J. MILLER, M. KOSSIDA, A. TEKIDOU, A. KAKAVA & CROUZET (2012): Water resources in Europe in the context of vulnerability: EEA 2012 State of water assessment. (11), doi:10.2800/65298
- WILHITE, D., M. SIVAKUMAR & D. WOOD (2000): *Early warning systems for drought preparedness and drought management*. 212 pp.
- WILHITE, D. A. (1993): *The enigma of drought. Drought assessment, management, and planning: Theory and Case Studies*, Springer US, Boston
- WILHITE, D. A., Ed. (2005): *Drought and Water Crisis: Science, Technology, and Management Issues*. Crc press ed., Boca Raton, 432 pp.

- WILHITE, D. A., M. D. SVOBODA & M. J. HAYES (2007): Understanding the complex impacts of drought: A key to enhancing drought mitigation and preparedness. *Water Resources Management*, 21 (5), 763–774, doi:10.1007/s11269-006-9076-5.
- WOOD, A. W. (2008): The University of Washington Surface Water Monitor: An experimental platform for national hydrologic assessment and prediction. 22nd conference on hydrology, New Orleans
- WMO, 2006: Drought monitoring and early warning: concepts, progress and future challenges. (1006), 24, URL <http://www.wamis.org/agm/pubs/brochures/WMO1006e.pdf>

Berücksichtigung von Kläranlageneinflüssen bei der Regionalisierung von Mittel- und Niedrigwasser-Kennwerten für Baden-Württemberg

Joachim Liebert, Jürgen Ihringer, Patrick Preuß und Ingo Haag

Zusammenfassung

In der Wasserwirtschaft sind Abfluss-Kennwerte am Gewässer eine elementare Grundlage für die Bemessung und Bewertung. Um die Kennwerte entsprechend den Praxisanforderungen quasi flächendeckend bereitstellen zu können, sind geeignete Regionalisierungsverfahren notwendig. In stark besiedelten Gebieten können Mittel- und Niedrigwasser durch punktuelle Kläranlageneinleitungen deutlich beeinflusst sein. Zur Ableitung belastbarer Abfluss-Kennwerte muss dies in den Regionalisierungsverfahren hinreichend berücksichtigt werden. In der Fortschreibung der regionalisierten Abfluss-Kennwerte Baden-Württemberg werden diesen Einflüssen erstmals flächendetailliert Rechnung getragen. Dazu sind mit einem robusten Modellansatz landesweit für alle ca. 1.100 Kläranlagen Ganglinien der Trockenwetterabflüsse für die Jahre 1980 bis 2012 quantitativ abgeleitet und in die aktualisierte Regionalisierungsmethodik integriert worden. Im neuen LUBW-Portal „Abfluss-BW“ stehen die Kennwerte-Informationen online und georeferenziert für ca. 13.700 Gewässerstellen zur Verfügung.

1. Einleitung

Belastbare Abfluss-Kennwerte sind eine elementare Grundlage in der wasserwirtschaftlichen Praxis. Neben Kennwerten für Hochwasserabflüsse unterschiedlicher Jährlichkeiten [HQ_T] spielen mittlere Abflüsse [MQ] und mittlere Niedrigwasserabflüsse [MNQ] z.B. bei der Ermittlung von Abwasserkonzentrationen, der Stoffstrommodellierung und bei der Festlegung von Mindestabflüssen eine zentrale Rolle. An Pegeln mit langjährigen Abflussmessreihen können die Abfluss-Kennwerte statistisch ermittelt werden. In der wasserwirtschaftlichen Praxis werden die Kennwerte jedoch an beliebigen Gewässerstellen benötigt. Um die Kennwerte entsprechend den Praxisanforderungen quasi flächendeckend bereitstellen zu können, sind geeignete Regionalisierungsverfahren notwendig, in denen möglichst alle relevanten Abflussbeeinflussungen Berücksichtigung finden. Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) hat in Kooperation mit dem Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Hydrologie, des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) ein entsprechendes Regionalisierungsverfahren für Baden-Württemberg entwickelt (LfU 2004, LUBW 2007).

Ziel der Regionalisierung ist es, flächendeckend für quasi beliebige Gewässerknoten bzw. Einzugsgebiete möglichst belastbare Abfluss-Kennwerte abzuleiten. Die Aufzeichnungen an den Pegelmessstellen integrieren dabei den Abfluss über alle Entstehungsprozesse (incl. aller punktuellen Beeinflussungen) im gesamten Einzugsgebiet. In Regionalisierungsmodellen müssen daher zum einen die gebietsspezifischen Eigenschaften berücksichtigt werden, die für die Abflussentstehung in der Fläche maßgeblich sind. Zum anderen müssen auch die punktuellen Beeinflussungen beachtet werden, die am jeweiligen Betrachtungspunkt den Abfluss im Gerinne beeinträchtigen. Solche punktuellen Beeinflussungen können z.B. stark schüttende (Karst-) Quellen, Versinkungen und wasserwirtschaftliche Nutzungen wie bspw. Überleitungen sein, aber eben auch anthropogene Einleitungen aus Kläranlagen. Insbesondere die Mittel- und Niedrigwasser-Kennwerte können durch Kläranlagen an der Einleitungsstelle sprunghaft verändert werden (Abbildung 1). In gleicher Weise können unmittelbar benachbarte Einzugsgebiete stark unterschiedliche Niedrigwasserabflüsse aufweisen, wenn

eines durch Kläranlagen-Einleitungen beeinflusst ist und das andere nicht. Dies verdeutlicht, die Notwendigkeit einer bestmöglichen Berücksichtigung der punktuellen Kläranlageneinflüsse in stark besiedelten Gebieten für die Ableitung regionalisierter Mittel- und Niedrigwasserkennwerte (LUBW 2012).

Die aktuelle Fortschreibung der regionalisierten Abfluss-Kennwerte Baden-Württemberg (Abfluss-BW) erfolgt daher auf Basis der hydrologischen Jahre 1981 bis 2010 mit einer neuen Methodik zur verbesserten Berücksichtigung der punktuellen Kläranlageneinflüsse. Nachfolgend wird erläutert, wie die Kläranlageneinflüsse als dynamische Kläranlagen-Trockenwetterabflüsse landesweit quantitativ abgeschätzt und die Regionalisierungsmethodik Baden-Württembergs unter Berücksichtigung dieser neuen, zusätzlichen Informationen fortgeschrieben und angewandt wurde.

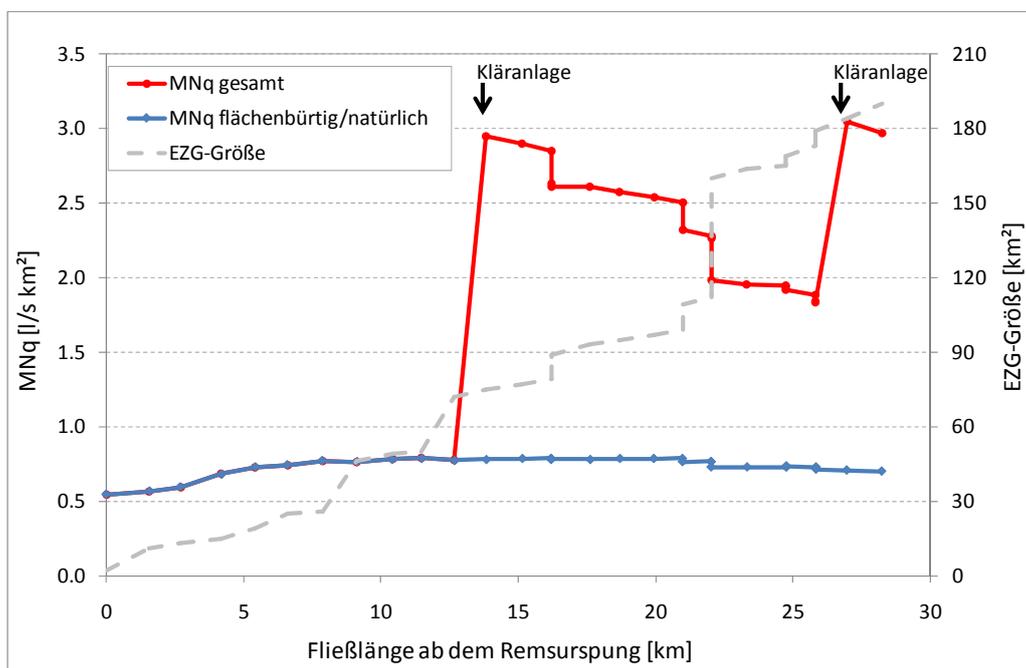


Abb. 1: Einfluss von zwei Kläranlagen auf die mittlere Niedrigwasserabflusspende entlang der oberen Rems (aus LUBW 2012).

2. Ermittlung der dynamischen Kläranlagen-Trockenwetterabflüsse

2.1 Ausgangspunkt und Vorgehensweise

Im relevanten Zeitraum zwischen 1981 und 2010 waren in Baden-Württemberg ca. 1.100 Kläranlagen in Betrieb, die bei der Ableitung der regionalisierten Abfluss-Kennwerte grundsätzlich als Punktquellen berücksichtigt werden sollten (Abbildung 6). In den meisten Fällen stehen für diese 1.100 Kläranlagen lediglich die kalenderjahresweisen Jahresabwassermengen (JAWM) zur Verfügung. Die JAWM umfasst den gesamten an der Kläranlage gemessenen Abfluss und bildet somit die Summe aus häuslichem Abwasser, gewerblichem Abwasser, Fremdwasser und Niederschlagswasser, das auf befestigten Flächen anfällt und über die Kläranlage abgeführt wird. Niederschlagswasser auf befestigten Flächen wird in der Regionalisierungsmethodik Baden-Württemberg und anderen Anwendungen wie z.B. der Wasserhaushaltsmodellierung bereits als flächenhafte Komponente berücksichtigt und ist zudem

mit Fokus auf Niedrigwasserauswertungen nicht relevant. Für die bestmögliche Berücksichtigung der Kläranlageneinflüsse, dienen daher die Trockenwetterabflüsse der Kläranlagen (QTW), die den JAWM abzüglich des Niederschlagswassers entsprechen.

Die Jahressumme JAWM bildet zudem die innerjährliche Dynamik des Kläranlagen-Trockenwetterabflusses nicht ab. Um die Einflüsse der Kläranlagen im Niedrigwasser adäquat abbilden zu können, müssen jedoch auch die jahreszeitlichen Unterschiede berücksichtigt werden. Daher werden für die hydrologischen Jahre 1981–2010 zeitlich dynamische Ganglinien der Trockenwetterabflüsse für alle 1.100 Kläranlagen abgeleitet.

Neben den Jahressummen JAWM standen als zusätzliche Datengrundlage einfache statistische Kennzahlen für alle 1.100 Kläranlagen sowie zeitlich hoch aufgelöste Gesamtabflüsse für 77 Kläranlagen zur Verfügung. Abbildung 2 zeigt schematisch die grundlegenden Vorgehensweisen zur Ableitung der dynamischen Kläranlagen-Trockenwetterabflüsse, die nachfolgend detailliert beschrieben wird.

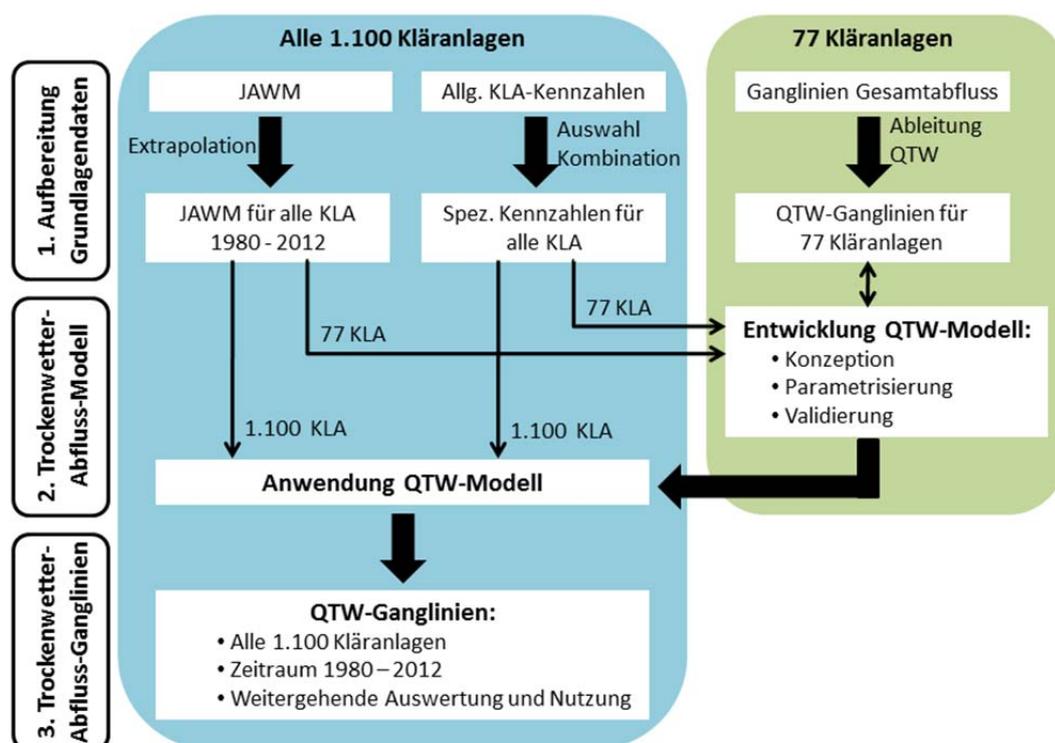


Abb. 2: Vorgehen zur Ermittlung der Kläranlagen-Trockenwetterabflüsse.

2.2 Aufbereitung der Grundlagendaten

Für alle 1.100 Kläranlagen liegen ab 1997 bis 2012 die jeweiligen Jahresabwassermengen (JAWM) vor und bilden damit die Grundlage für die weiteren Auswertungen. Für die Fortschreibung der Regionalisierung, die auf Basis der Jahre 1981–2010 erfolgt, mussten daher im ersten Schritt die vorhandenen JAWM auf die Jahre vor 1997 extrapoliert werden. Für die Extrapolation wurden einerseits grundlegende Informationen z.B. zur Stilllegung oder Zusammenlegung von Kläranlagen herangezogen. Zudem wurde berücksichtigt, dass bei ansonsten unveränderten Bedingungen Unterschiede der JAWM von Jahr zu Jahr in erster Linie durch variable Fremdwasser- und Niederschlagsmengen hervorgerufen werden. Diese

werden wiederum primär durch den Jahresniederschlag bestimmt. Die Extrapolation der jahresweisen JAWM erfolgte daher über eine einfache Skalierung anhand der jährlichen Niederschlagssummen am Standort der Kläranlage unter Verwendung der HYRAS-Daten des Deutschen Wetterdienstes DWD (RAUTHE et al. 2013).

Darüber hinaus wurden nach Analyse und Aufbereitung von weitergehenden an der LUBW vorliegenden, mittleren Kennzahlen für alle 1.100 Kläranlagen folgende Kenngrößen für das unten beschriebene Trockenwetterabfluss-Modell als relevant identifiziert:

- FWA: Fremdwasseranteil am Trockenwetterabfluss
- Q_{vers} : Abfluss von angeschlossenen versiegelten Flächen
- r_{entl} : Entlastungsrate der Kläranlage

Für insgesamt 77 Kläranlagen unterschiedlicher Größe standen neben der JAWM und den Kenngrößen auch Ganglinien des Gesamtabflusses als Tageswerte zur Verfügung. Für die weitere Verwendung wurden die Gesamt-Abflussganglinien zunächst aufbereitet und plausibilisiert. Im Anschluss konnten die Trockenwetter-Abflussganglinien (QTW) in Anlehnung an (LUBW 2006) mithilfe eines gleitenden Minimums extrahiert werden. Die Ergebnisse wurden wiederum hinsichtlich ihrer Plausibilität kontrolliert. Somit standen zur Aufstellung sowie zur Validierung des Trockenwetterabfluss-Modells für 77 Kläranlagen geprüfte Trockenwetter-Abflussganglinien zur Verfügung.

2.3 Trockenwetterabfluss-Modell

Aus den oben angeführten Daten wurde ein einfaches aber robustes Modell zur Abschätzung von Ganglinien des Trockenwetterabflusses abgeleitet. Die dazu verwendeten Ansätze wurden anhand der für 77 Kläranlagen vorliegenden Trockenwetter-Abflussganglinien parametrisiert und überprüft. Hieraus ergab sich, dass die dynamischen Trockenwetterabflüsse der Kläranlagen mit folgender Beziehung am besten beschrieben werden können:

$$Q_{\text{TW}}(t) = a(t) \cdot \sin\left(\frac{2\pi}{365} \cdot (t + c)\right) + d \cdot e \cdot \text{JAWM}_{\text{gleit}}(t)$$

Q _{TW}	Tageswert des Trockenwetterabflusses in [l/s]
t	laufender Tag im Jahr (1 ... 365)
a	kläranlagenspezifische Amplitude der Jahresschwingung in [l/s]
c	allgemeingültige Phasenverschiebung der Jahresschwingung in [d]
d	allgemeingültiger Reduktionsfaktor
e	kläranlagenspezifischer Skalierungsfaktor
JAWM _{gleit}	kläranlagenspezifische gleitende Jahresabwassermenge in [l/s]

Der einfache Modellansatz entspricht einer Sinusschwingung, die den mittleren Jahresgang beschreibt. Das Modell enthält sowohl allgemeingültige Parameter, die für alle Kläranlagen gelten, als auch kläranlagenspezifische Parameter, die sich von Kläranlage zu Kläranlage unterscheiden und aus deren jeweiligen Kennzahlen abgeleitet werden. Hierdurch werden die spezifischen Besonderheiten der Kläranlagen abgebildet. Die im Trockenwetterabfluss-

Modell verwendeten Parameterwerte sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Abbildung 3 veranschaulicht die Bedeutung der einzelnen Parameter dieser Sinusschwingung. Dabei ist zu beachten, dass die jeweilige JAWM nicht als fixer Wert je Jahr verwendet wird, sondern als gleitendes Mittel über 365 Tage. Somit können zeitliche Veränderungen des Kläranlagenabflusses (z.B. Zusammenlegung von Kläranlagen) adäquat berücksichtigt werden, ohne dass am Jahreswechsel eine sprunghafte Veränderung auftritt.

Tab. 1: Parameterwerte des einfachen Trockenwetterabfluss-Modells.

Parameter	Einheit	Wert
Allgemeingültige Parameter		
c	[d]	24
d	[]	0,74 (± 0,13)
Kläranlagenspezifische Parameter		
a	[l/s]	$a(x) = 0,34 \cdot (\text{FWA} + d \cdot e) \cdot \text{JAWM}_{\text{gleit}}(x)^{0,75}$
e	[]	$e = \frac{\text{JAWM} - (r_{\text{entl}} \cdot Q_{\text{vers}})}{\text{JAWM}}$

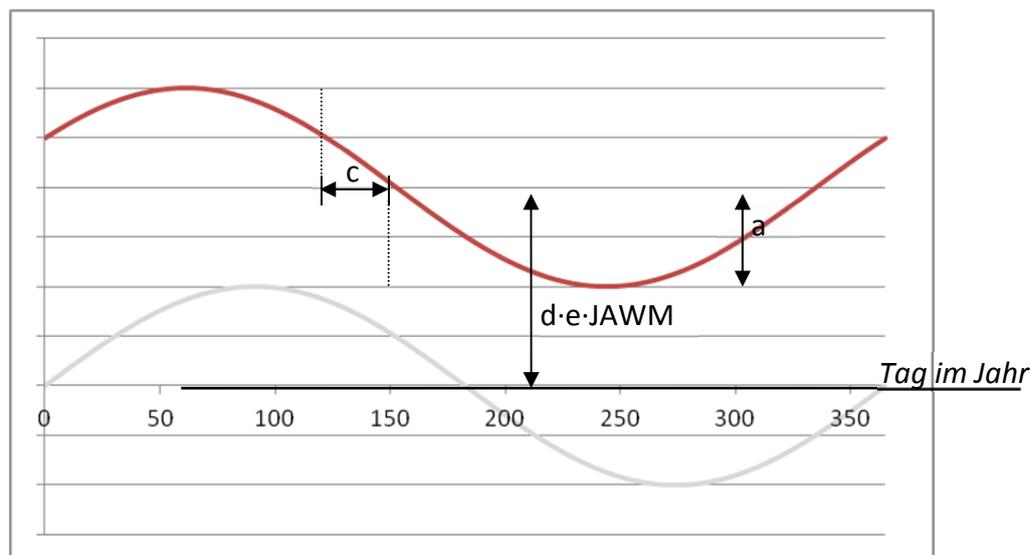


Abb. 3: Bedeutung der Parameter des Trockenwetterabfluss-Modells.

Die Reduktion der JAWM auf das niedrigere Niveau des Trockenwetterabflusses erfolgt über zwei Parameter: Zum einen wurde ein allgemeiner Reduktionsfaktor d, zur Verringerung der JAWM auf das niedrigere Niveau des Trockenwetterabflusses, anhand der 77 Kläranlagen mit Tageswerten, ermittelt. Zum anderen erfolgt eine kläranlagenspezifische Skalierung dieser Reduktion über den Parameter e. Mit diesem kläranlagenspezifischen Parameter wird

berücksichtigt, dass der Anteil des Trockenwetterabflusses am Gesamtabfluss auch von der Charakteristik der Kläranlage bzw. der angeschlossenen Siedlungsfläche abhängt.

Die Amplitude der Jahresschwingung a ist sowohl kläranlagenspezifisch als auch zeitlich variabel. Dabei hängt das Ausmaß der Jahresschwingung vor allem vom Fremdwasser ab, da der Fremdwasserabfluss infolge schwankender Grundwasserstände und Bodenwasser-gehalte jahreszeitlich stark variieren kann. Bei Kläranlagen mit geringem Fremdwasseranteil am Trockenwetterabfluss ist daher eine weniger ausgeprägte Schwankung des Jahrgangs zu erwarten, als bei solchen mit hohem Fremdwasseranteil. Dieser Sachverhalt wird durch die Formel zur Bestimmung der Amplitude a abgebildet.

Die allgemeingültige Phasenverschiebung c zeigt nur eine geringe Sensitivität und wurde anhand der 77 Kläranlagen mit Tageswerten der Trockenwetterabflüsse zu 24 Tagen bestimmt. Der Startpunkt der Sinusschwingung liegt jeweils am 7. Dezember des Vorjahres.

2.4 Trockenwetter-Abflussganglinien

Mithilfe des oben beschriebenen Modells wurden für alle 1.100 Kläranlagen in Baden-Württemberg Trockenwetter-Abflussganglinien für die Kalenderjahre 1980 bis 2012 rechnerisch abgeschätzt. Weitergehende Auswertungen verdeutlichen unter anderem, dass die MNQ der Trockenwetterabflüsse im Mittel über alle Kläranlagen nur ca. 41 % der JAWM betragen. Gleichzeitig kann die Unsicherheit der mit dem Modell berechneten minimalen Trockenwetterabflüsse mit ca. 20 % angegeben werden. Somit erbringt das einfache Modell trotz einer gewissen Unsicherheitsspanne einen deutlichen Informationsgewinn gegenüber der Verwendung von einfachen Jahresabwassermengen. Auch wenn mithilfe des robusten Ansatzes die Trockenwetter-Abflussganglinien der 1.100 Kläranlagen sicherlich nicht exakt simuliert werden können, bildet das Modell den wesentlichen, jahreszeitlich variablen Einfluss der Kläranlagen-Trockenwetterabflüsse korrekt ab.

Mit dem gewählten Modellansatz stehen landesweit robust abgeschätzte Ganglinien der Trockenwetterabflüsse für alle 1.100 Kläranlagen für die Jahre 1980 bis 2012 zur Verfügung. Neben der Fortschreibung der Regionalisierungsmodelle können diese Daten zur Verbesserung der operationellen Niedrigwasservorhersage und des Niedrigwassermanagements (vgl. LUBW 2013) sowie für zahlreiche andere wasserwirtschaftliche Fragen genutzt werden.

3. Fortschreibung der Regionalisierungsmodelle für MQ- und MNQ-Kennwerte

Die Regionalisierungsmodelle Baden-Württemberg (LfU 2004, LUBW 2007) basieren jeweils auf einem multiplen Regressionsansatz, mit dem die MQ- und MNQ-Kennwerte als Funktion der maßgebenden Gebietsgrößen Einzugsgebietsgröße, mittlerer jährlicher Gebietsniederschlag, Bebauungs- und Waldanteil sowie dem sog. Landschaftsfaktor berechnet werden. Um den neuen, erweiterten Anforderungen zur detaillierten Berücksichtigung der Kläranlageneinflüsse gerecht zu werden, sind die Algorithmen der Regionalisierungsmodelle in der aktuellen Fortschreibung aktualisiert worden (LUBW 2016).

3.1 Hydrologische Datengrundlagen

Grundlage für die Fortschreibung bzw. Aktualisierung der Regionalisierungsmodelle waren zunächst die Zeitreihen der täglichen Abflüsse an den Pegelstellen für die Abflussjahre

1981–2010. Für insgesamt 368 Pegel lagen in dieser Zeitspanne Abflussdaten vor, wobei lediglich bei 313 Pegeln die gesamte Zeitspanne abgedeckt ist. In die Auswertungen und Anpassungen wurden nur Pegel mit mindestens 10 Beobachtungsjahren einbezogen. Zur Berücksichtigung der punktuellen Kläranlageneinflüsse standen die oben beschriebenen Trockenwetter-Abflussganglinien für die 1.100 Kläranlagen in Tageswerten, ebenfalls für die Zeitreihe 1981–2010 zur Verfügung. Signifikante anthropogene Beeinflussungen durch wasserwirtschaftliche Nutzungen (wie z.B. Zu- und Ableitungen) sind für den Zeitraum ebenfalls hinreichend genau bekannt. Zur Charakterisierung des Abflussverhaltens der Einzugsgebiete wurde auf die bisher verwendete digitale Information über die räumliche Verteilung der Flächennutzungen, der Jahresniederschläge und des Landschaftsfaktors zurückgegriffen (LUBW 2007).

3.2 Aktualisierung der Regionalisierungsmodelle

Die Aktualisierung der Regionalisierungsmodelle erfolgte in folgenden Schritten:

1. Berechnung der Kennwerte MQ und MNQ aus den Beobachtungszeitreihen der 368 Pegel für die Zeitspanne 1981–2010. Die MQ-Werte beziehen sich dabei auf das Abflussjahr (November bis Oktober) und die MNQ-Werte auf das Niedrigwasserjahr (April bis März).
2. Zuordnung der Kläranlagen (Abbildung 7) zu den Einzugsgebieten der Pegel und Berechnung der pegelspezifisch aufsummierten Kläranlagen-Kennwerte MQ_{KLA} und MNQ_{KLA} .
3. Bereinigung der Pegel-Kennwerte um den jeweiligen Kläranlageneinfluss.
4. Anpassung der Regionalisierungsmodelle (Optimierung der Modell- bzw. Regressionsparameter) an die bereinigten Pegel-Kennwerte. Dies erfolgte anhand der 120 Pegel bei MQ und 101 Pegel bei MNQ mit den gesichertsten Pegelbeobachtungen ohne erhebliche Beeinflussungen infolge von Quellen, Versinkungen und wasserwirtschaftlichen Nutzungen.
5. Überprüfung der Güte der Regionalisierungsmodelle anhand einer erweiterten Pegelauswahl (294 bzw. 184 Pegeln, siehe Abbildung 4). Die Übereinstimmung der regionalisierten MQ ist äußerst zufriedenstellend, nur die regionalisierten MNQ-Werte zeigen trotz hohem Bestimmtheitsmaß im Vergleich zu den MQ-Werten noch recht große Abweichungen zu den bereinigten Pegeldaten auf.
6. Bestimmung der regionalisierten MNQ-Werte als Funktion des MQ-Werts und des Landschaftsfaktors. Ermittlung der Abhängigkeit des Faktors MQ/MNQ (Abbildung 5 links) vom Landschaftsfaktor und Neuberechnung der MNQ-Werte über den regionalisierten MQ-Wert und den pegelspezifischen Faktor MQ/MNQ (Abbildung 5 rechts).

Wie Abbildung 5 zeigt, kann das Regionalisierungsverfahren Baden-Württemberg durch Einführung des Verhältnisses MQ/MNQ als Funktion des Landschaftsfaktors LF deutlich verbessert werden. Dies ist plausibel, da der Landschaftsfaktor ein Maß für die Speicherfähigkeit eines Einzugsgebiets ist. Je größer der Landschaftsfaktor, umso geringer ist die Speicherfähigkeit und der Niedrigwasserabfluss nimmt im Verhältnis zum mittleren Abfluss ab.

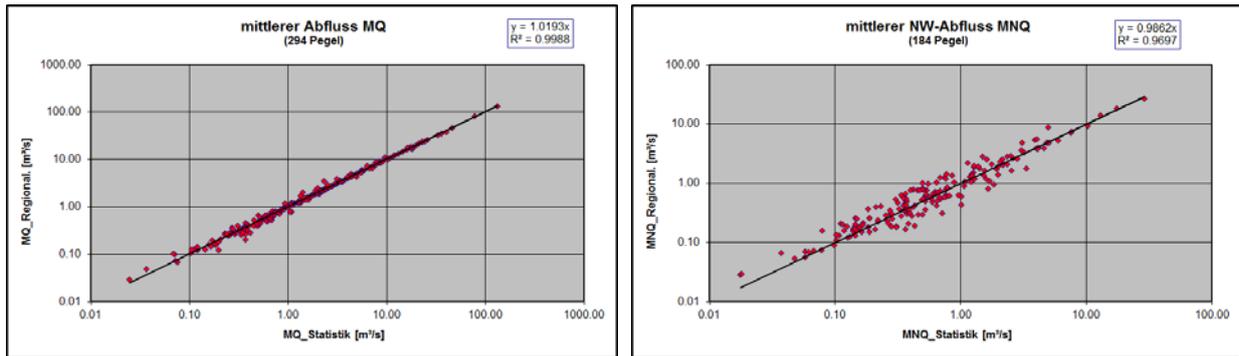


Abb. 4: Vergleich der MQ-Werte (links) und der MNQ-Werte (rechts), abgeleitet aus den Pegelbeobachtungen („Statistik“) mit den regionalisierten Werten („Regional“).

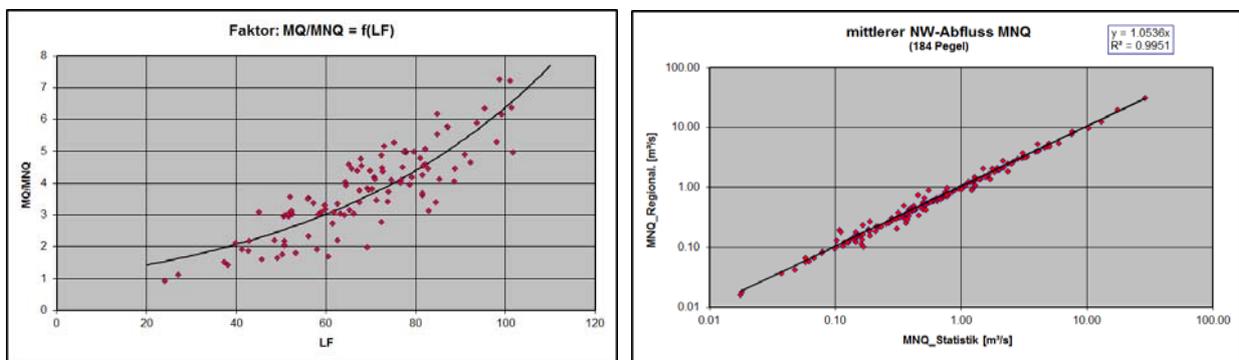


Abb. 5: Faktor MQ/MNQ als Funktion des Landschaftsfaktors LF (links) und Vergleich der MNQ-Werte (rechts), abgeleitet aus den Pegelbeobachtungen („Statistik“) mit den regionalisierten Werten („Regional“), abgeleitet aus den regionalisierten MQ-Werten und dem Faktor MQ/MNQ.

3.3 Anwendung der Regionalisierungsmodelle Baden-Württemberg

Die aktualisierten Regionalisierungsmodelle Baden-Württemberg für MQ und MNQ wurden für die Fortschreibung auf die Einzugsgebiete von ca. 13.700 Gewässerstellen angewandt (LUBW 2016). Die regionalisierten Gewässerstellen ergeben sich aufgrund des Gewässerkundlichen Flächenverzeichnisses von Baden-Württemberg. Sie werden ergänzt durch weitere Flächeneinteilungen infolge verschiedener Fragestellungen sowie durch die Lage von Pegelstellen, Hochwasserrückhaltebecken, Zu- und Ableitungsstellen von wasserwirtschaftlichen Nutzungen und der Lage von bedeutenden Kläranlagen.

Zur Berücksichtigung von Kläranlagen, die lokal den Abfluss im Gewässer signifikant erhöhen, wurden 160 Einleitungsstellen mit ihrem Einzugsgebiet als zusätzliche Gewässerstellen in das Regionalisierungsverfahren aufgenommen. Die restlichen Kläranlagen wurden summarisch den jeweiligen Einzugsgebieten zugeordnet und dem Abfluss an der entsprechenden Gewässerstelle zugeschlagen. Dabei erfolgte wiederum eine getrennte Berücksichtigung der mittleren Werte MQ_{KLA} und MNQ_{KLA} , die sich bei der Modellanwendung jedoch nicht aus der gesamten Zeitspanne (1981–2010), sondern zur Berücksichtigung des aktuellen Stands aus den Jahren 2008–2012 ergeben.

Die Ermittlung und Darstellung der aktuellen regionalisierten MQ- und MNQ-Kennwerte an jeder betrachteten Gewässerstelle erfolgt dabei über folgende Schritte:

1. Anwendung der Regionalisierungsmodelle zur Berechnung der quasi natürlichen, flächenbürtigen Abflüsse MQ_{nat} und MNQ_{nat} . Beispielhaft ist in Abbildung 6 die räumliche Verteilung des mittleren Abflusses MQ_{nat} dargestellt.
2. Überlagerung der flächenbürtigen Abflüsse mit bekannten punktuellen Beeinflussungen wie Quellen und Versinkungen sowie Zu- und Ableitungen von wasserwirtschaftlichen Nutzungen. Hieraus ergeben sich die Kennwerte MQ_{ber} und MNQ_{ber} .
3. Der jeweils gültige MQ- und MNQ-Kennwert ergibt sich abschließend aus der Überlagerung der MQ_{ber} und MNQ_{ber} mit dem zugehörigen MQ_{KLA} - und MNQ_{KLA} -Wert der betrachteten Gewässerstelle.
4. Überprüfung der Plausibilität der abgeleiteten Kennwerte anhand ca. 450 MQ- und MNQ-Längsschnitte. Beispielhaft zeigt Abbildung 7 einen solchen Längsschnitt entlang der Rems für die gültigen MQ- und MNQ-Werte mit separater Darstellung der Kläranlagenanteile MQ_{KLA} und MNQ_{KLA} .

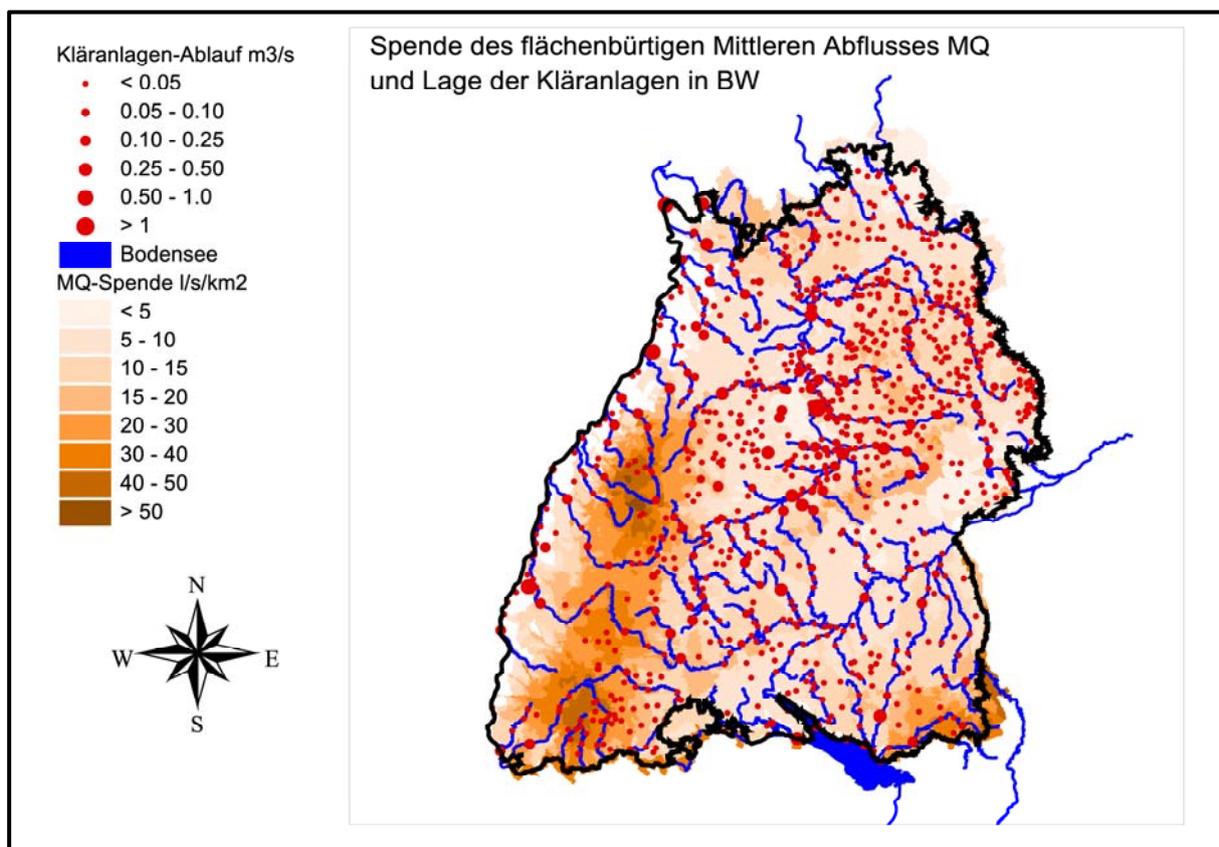


Abb. 6: Verteilung der Spende des flächenbürtigen Mittleren Abflusses MQ_{nat} und Lage der Kläranlagen in Baden-Württemberg (LUBW 2016).

Die so abgeleiteten MQ- und MNQ-Kennwerte werden im neuen LUBW-Portal „Abfluss-BW“ veröffentlicht und stehen dem Anwender online und georeferenziert zur Verfügung. Neben den einzelnen Kennwerten (MQ_{nat} , MQ_{ber} und MQ sowie MNQ_{nat} , MNQ_{ber} und MNQ) sind dort

ergänzend die zugrundeliegenden Pegel-Zeitreihen und abgeleiteten Abflusslängsschnitte graphisch verfügbar. Weitere Informationen zur Grundlage, Anpassung und Anwendung der Regionalisierungsmodelle Baden-Württemberg können der Dokumentation, die ebenfalls im LUBW-Portal (www.lubw.baden-wuerttemberg.de/abfluss-bw) hinterlegt ist, entnommen werden.

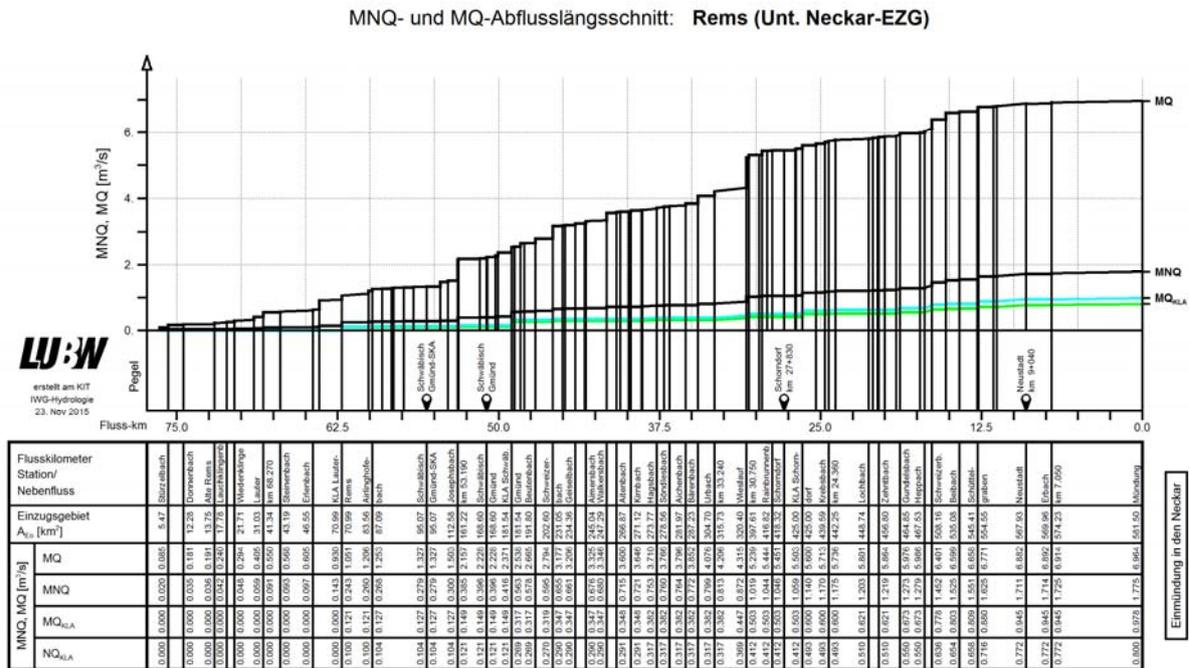


Abb. 7: MNQ- und MQ-Längsschnitt entlang der Rems mit Berücksichtigung der Kläranlageneinleitungen.

Literatur

LfU (2004): Mittlere Abflüsse und Mittlere Niedrigwasserabflüsse in Baden-Württemberg, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Nr. 86, LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe 2004.

LUBW (2006): Fremdwasser in kommunalen Kläranlagen – Erkennen, bewerten und vermeiden – Langfassung. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. ISBN 978-3-88251-320-2.

LUBW (2007): Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe 2007.

LUBW (2012): Integration von Kläranlagen in das Wasserhaushaltsmodell LARSIM, Pilotprojekt Rems-Murr. HYDRON GmbH, Karlsruhe, im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (unveröffentlicht).

LUBW(2013): Operationelle Niedrigwasserklassifizierung - Entscheidungsgrundlage zur Anpassung des Niedrigwassermanagements an Klimawandel und Landnutzungsänderungen (NieKlass BW). Forschungsbericht KLIMOPASS, ID Umweltbeobachtung U61-W03-N11.

- LUBW(2016): Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), www.lubw.baden-wuerttemberg.de/abfluss-bw, Karlsruhe 2016.
- RAUTHE, M., STEINER, H., RIEDIGER, U., MAZURKIEWICZ, A. & A. GRATZKI (2013): A Central European precipitation climatology – Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 22, No. 3: 235–256.

Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels – Stuck

Heiko Westphal, Dieter Ackermann, Fred Hesser und Gabriele Gönnert

Zusammenfassung

Das zeitgleiche Auftreten von Starkniederschlägen und hohen Tidewasserständen verhindert zeitweise die freie Entwässerung tiefliegender Gebiete, es entsteht ein Rückstau in den Binnengewässern. Klimawandel und Meeresspiegelanstieg bergen das Risiko einer häufigeren oder länger andauernden Gefahrenlage. Vor diesem Hintergrund erarbeitet das BMBF-Verbundprojekt Stuck mit einem multidisziplinären Projektteam ein sektorübergreifendes Konzept der Bewirtschaftung küstennaher, urbaner Fließgewässer. Zunächst wird die Kurzzeitvorhersage des Niederschlags in zeitlicher und räumlicher Auflösung verbessert. Anhand dieser Prognose werden Abflüsse, Wasserstände und Überschwemmungsflächen berechnet und alternative Managementstrategien hinsichtlich ihrer Schutzwirkung getestet sowie ökologisch und ökonomisch bewertet. Die optimierten Bewirtschaftungs- und Steuerungsstrategien werden in die wasserwirtschaftliche Praxis einfließen und auf andere küstennahe Standorte übertragen.

1. Einleitung

Gewässer in urbanen Räumen sind vorwiegend durch die Zunahme der Versiegelung in ihren Einzugsgebieten und den Verlust an Auenbereichen entlang ihrer Läufe gekennzeichnet. Dies führt zu einer Abflusssituation mit schnell auflaufenden Hochwasserwellen, die kurze und hohe Scheitel aufweisen. Die küstennahe Binnenentwässerung ist in der Regel direkt oder indirekt tideabhängig. In Hamburg schränkt die Elbe mit einem mittleren Tidenhub von 3,68 m am Pegel St. Pauli (HAMBURG PORT AUTHORITY 2014), die freie Entwässerung der angrenzenden, tief liegenden Gebiete ein. Dies erfolgt bei vielen Gewässern schon bei mittlerem Tidehochwasser der Elbe, also etwa alle zwölf Stunden über eine kurze Zeitspanne. Das zeitgleiche Auftreten von Starkniederschlägen mit hohen Tidewasserständen oder sogar Sturmfluten verhindert die freie Entwässerung in die Elbe über längere Zeit (Sperrtiden), so entsteht ein verstärkter Rückstau in den Binnengewässern. Dieser Prozess zeigte sich beispielsweise 2013 während des Sturms „Xaver“ und der damit verbundenen Sturmflut (GÖNNERT et al. 2014). Bedeutsame Binnenhochwasserereignisse für den urbanen Bereich Hamburgs fanden z. B. im Februar und Juli 2002, Dezember 2007, Februar 2011, Mai 2013 und Dezember 2014 statt (ACKERMANN et al. 2011, ACKERMANN 2016). Der Klimawandel birgt, neben dem prognostizierten Meeresspiegelanstieg von 52 bis 98 cm bis zum Jahr 2100 (CHURCH 2013), zudem das Risiko, dass die auslösenden Wetterlagen zukünftig häufiger auftreten und die Gefahrenlage länger andauern kann.

Die Nutzung technischer Maßnahmen im Hochwassermanagement zielt oft ausschließlich auf den Schutzaspekt ab. Werden jedoch naturnahe Maßnahmen umgesetzt, wie beispielsweise die Anlage von Retentionsflächen, entsteht ein Zusatznutzen in Form von bereitgestellten oder wiederhergestellten Ökosystemleistungen (MEA 2005, SCHOLZ et al. 2013). Jedoch stehen Retentionsflächen, insbesondere in verdichteten urbanen Räumen, gravierenden Nutzungskonkurrenten gegenüber, die aus den Flächenansprüchen der Wohn- und Gewerbenutzung entstehen. Für die Implementierung optimierter Steuerungsinstrumente ist folglich eine Abwägung zwischen dem Hochwasserschutz mit seinen direkten und indirekten Effekten einerseits und den individuellen und gesellschaftlichen Vorzügen alternativer Nut-

zungen andererseits erforderlich. Die Anwendung ökonomischer Methoden erlaubt eine monetäre Bewertung der Nutzungskonkurrenz von Flächen, der Ökosystemleistungen und der Hochwasserrisiken (z. B. potenzielle Schäden, auch beim Unterlassen bestimmter Maßnahmen). Diese innovative Inwertsetzung der Einflussfaktoren auf den Hochwasserschutz gewährleistet eine objektive Einschätzung der Maßnahmen.

Die Ziele von Stuck lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Vertiefung des Wissensstandes zu hydrologischen und hydrodynamischen Prozessen bei erhöhten Tidewasserständen und gleichzeitigem Binnenhochwasser unter besonderer Berücksichtigung der Hydrodynamik von urbanen Entwässerungssystemen
- Optimierte Bemessung von Schöpfwerken und Deichsielen unter Berücksichtigung der lokalen Abfluss- und Tideverhältnisse
- Verbesserte Steuerung von Wehren, Deichsielen, Schöpfwerken und ihren Pumpen unter Berücksichtigung von Hochwasserschutz, Ökologie und Ökonomie
- Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für die Bewirtschaftung küstennaher, urbaner Vorfluter.

2. Methodik

Auf Grund der kleinräumigen Einzugsgebiets- und Gewässerstruktur in den Modellregionen wird zunächst die Kurzzeitvorhersage des Niederschlags, das sog. „Nowcasting“, in zeitlicher und räumlicher Hinsicht verbessert. Ziel ist es, die Radardaten des Deutschen Wetterdienstes in ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung zu optimieren. Die verbesserte Niederschlagsprognose wird durch Ensembles der Radarmessdaten, Radarnowcast und der numerischen Wettervorhersage des Modells COSMO-DE (BALDAUF et al. 2011) erstellt. Damit können, zunächst als Hindcast, Abflüsse, Wasserstände und Überschwemmungsflächen durch ein Niederschlags-Abfluss-Modell und Wasserspiegellagenmodell berechnet werden.

Die Modelle werden genutzt, um die gängige Praxis des Hochwassermanagements in den Einzugsgebieten der Modellregionen abzubilden. In einem weiteren Schritt werden alternative Managementstrategien hinsichtlich ihrer Schutzwirkung getestet und bewertet. Neben den operationellen Maßnahmen während eines Hochwasserereignisses werden auch langfristige Bewirtschaftungsstrategien entwickelt. Dazu notwendige Flächen, wie Rückhaltebecken oder Überflutungsbereiche entlang der Gewässer, werden im aktuell genutzten Zustand bodenkundlich und vegetationskundlich kartiert und deren Ökosystemfunktionen, wie beispielsweise Wasserspeicherkapazität, Schadstoffrückhaltung oder die Funktion als Kohlenstoffsene, ermittelt und monetär bewertet. Eine veränderte Bewirtschaftung führt nicht nur zu einer veränderten Ökosystemleistung, sondern auch zu einer neuen monetären Bewertung. Auf Grundlage der Kosten für Hochwasserschutzmaßnahmen, der genauen Kenntnis ihrer Wirkung im Eintrittsfall, dem Gewinn an Ökosystemleistung, der Folgenabschätzung des Klimawandels und dem bestehenden Schadenspotenzial können nachhaltige Handlungsempfehlungen für urbane Bereiche erstellt werden.

Insgesamt werden in Stuck, neben dem IST-Zustand, sieben Szenarien mit einer variierenden zukünftigen Entwicklung der drei Parameter „Flächennutzung“, „Klimawandel“ und „Hochwassermanagement“ untersucht (Tabelle 1). Die Höhe der Eintrittswahrscheinlichkeit

bleibt dabei unberücksichtigt. Die Szenarien dienen dazu, die Wirkung der Parameter untereinander und zusammen auf das „System Binnenhochwasserschutz“ zu beurteilen, sowie die Auswirkungen von in der Realität selten umgesetzten Maßnahmen abzuschätzen.

Tab. 1: IST-Zustand und Szenarien mit variierender zukünftiger Entwicklung von Einflussfaktoren im Hochwasserschutz. Symbolerklärung: 0 = keine Veränderung, + = Zunahme/Verstärkung, - = Abnahme/Minderung.

	Flächennutzung	Klimawandel	Hochwassermanagement
IST-Zustand	0	0	0
Szenario 1	0	0	+
Szenario 2	+	0	0
Szenario 3	-	0	0
Szenario 4	0	+	0
Szenario 5	+	+	0
Szenario 6	-	+	+
Szenario 7	+	+	+

Der hohe Anwendungsbezug der Forschung in Stuck und das Interesse zur Lösung ähnlicher Probleme zeigt sich an der großen Anzahl von Praktikern innerhalb der zwölf assoziierten Partner. Die Ergebnisse von Stuck haben eine sehr hohe Praxisrelevanz und sind auf andere küstennahe Standorte gut übertragbar. Die verbesserte Starkniederschlagsvorhersage führt zu präziseren Aussagen des Warndienstes Binnenhochwasser Hamburg (MÜLLER et al. 2009). Die optimierten Bewirtschaftungs- und Steuerungsstrategien werden in die wasserwirtschaftliche Praxis einfließen.

3. Modellregionen

Die Freie und Hansestadt Hamburg hat auf einer Fläche von rund 755 km² ein weit verzweigtes Gewässernetz von etwa 640 km Länge und eine Vielzahl von untergeordneten Entwässerungsgräben (MÜLLER et al. 2009). Sie weist einen hohen Urbanisierungsgrad mit sehr stark differierender Nutzung auf. Als Modellregionen für dieses Projekt wurden das Einzugsgebiet der Kollau, welches indirekt an die Tideelbe angeschlossen ist und der Hamburgische Teil des Einzugsgebiets der Dove-Elbe, welches unmittelbar in die Tideelbe entwässert, ausgewählt (s. „Lage der Modellregionen“ in Abbildung 1).

3.1 Einzugsgebiet Kollau

Die Kollau entspringt im nordwestlichen Hamburger Stadtteil Schnelsen und mündet nach einer Fließstrecke von etwa 7,3 km in die Tarpenbek, welche wiederum in die Alster mündet, die direkt in die Tideelbe entwässert. Das sehr urban geprägte Einzugsgebiet der Kollau umfasst eine Gesamtfläche von 31,6 km² und liegt vollständig im Hamburger Stadtgebiet. Insgesamt gibt es drei Pegelmessstellen im Einzugsgebiet (Abbildung 1). Der Pegel Olloweg an der Mühlenau ist seit 1973 in Betrieb. An der Kollau misst der Pegel Niendorfer Straße seit 1966, seit 2015 werden am Pegel Vogt-Kölln-Straße Daten erhoben.

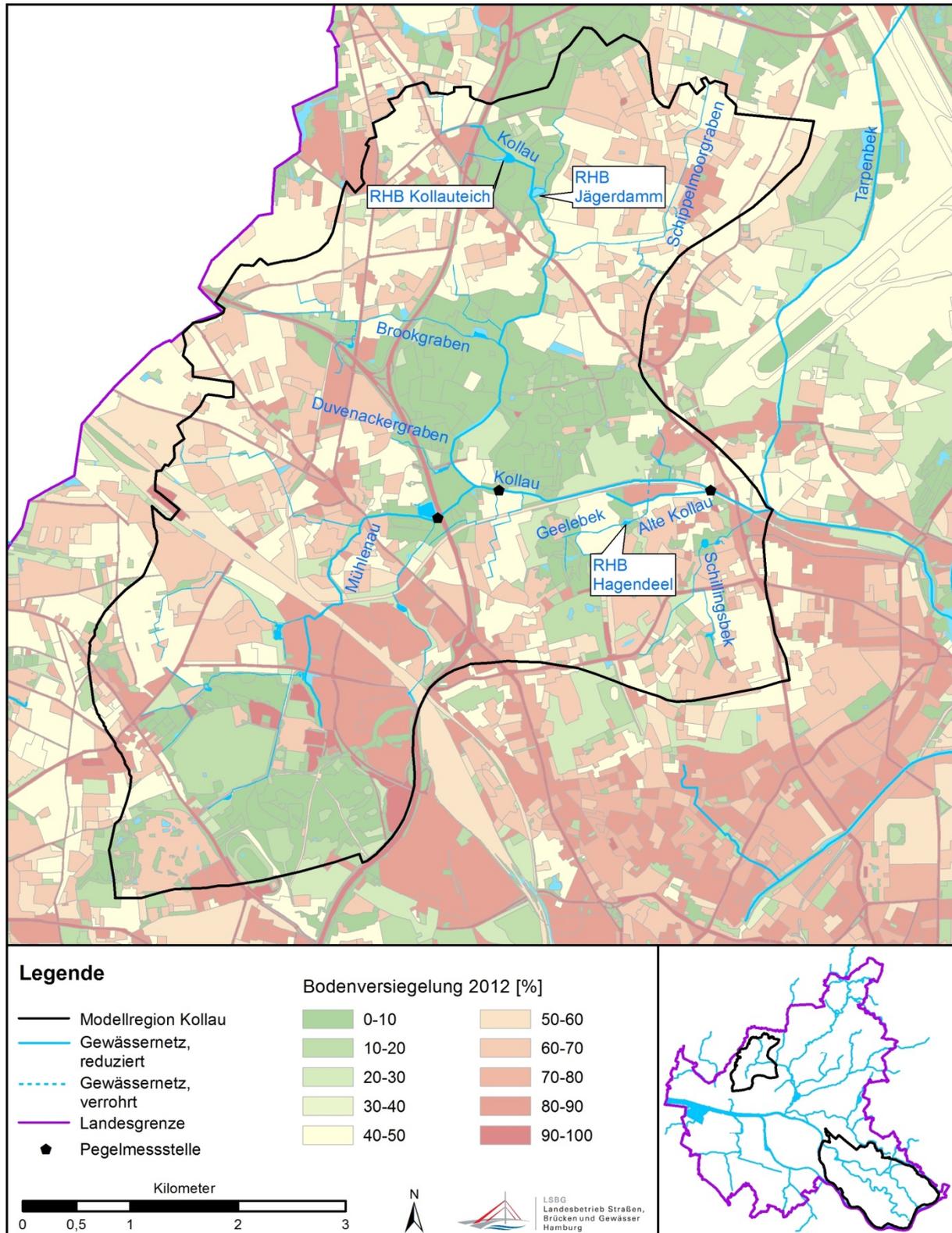


Abb. 1: Modellregion der Kollau und ihrer Nebengewässer. Darstellung im Text genannter Rückhaltebecken, Klassifizierung der Bodenversiegelung (Stand 2012) und Lage der Modellregionen im Stadtgebiet Hamburgs.

Wichtige Nebenflüsse der Kollau sind die Mühlenau ($A_E = 13,3 \text{ km}^2$), der Brookgraben ($A_E = 3,8 \text{ km}^2$), die Schillingsbek ($A_E = 3,1 \text{ km}^2$), der Schippelmoorgraben ($A_E = 2,0 \text{ km}^2$), die Geelebek ($A_E = 1,0 \text{ km}^2$) und die Alte Kollau ($A_E = 0,2 \text{ km}^2$). Das mittlere Gefälle der Kollau beträgt 0,1 %. Größere unbebaute Flächen im Einzugsgebiet sind der Altonaer Volkspark und das Niendorfer Gehege. Prägend für die Kollau ist die hohe Anzahl von 21 Rückhaltebecken.

Kurz nach ihrer Quelle passiert die Kollau den Kollauteich, der als Rückhaltebecken im Nebenschluss fungiert (Abbildung 1). Bei entsprechend hohen Wasserständen wird Wasser aus der Kollau über einen Damm in den Kollauteich abgeschlagen. Die Regelung des Wasserstandes im Kollauteich erfolgt über ein Wehr, das den Abfluss in die Kollau steuert. Im weiteren Verlauf durchquert die Kollau ebenes, unbebautes Gelände und nimmt den Zufluss des Vielohgrabens auf, der über das Rückhaltebecken Jägerdamm in die Kollau entwässert.

Bis zur Einmündung der Mühlenau, der mit Abstand größte Zufluss der Kollau, fließt die Kollau durch ein abschnittsweise urban geprägtes Gelände. Dabei wird sie von einigen Brücken gekreuzt und nimmt viele Regenwassereinleitungen sowie weitere Zuflüsse diverser Gräben auf, ein Teilstück verläuft auf Grund einer Renaturierungsmaßnahme stark mäandrierend. Die Mühlenau mündet kurz nach der Hälfte des Flusslaufs von der Quelle aus betrachtet in die Kollau. Stromab der Einmündung der Mühlenau folgt ein weiterer renaturierter und folglich stark mäandrierender Abschnitt von etwa 400 m Länge. Kurz darauf verläuft die Kollau bis zu ihrer Mündung in die Tarpenbek entlang eines Bahndamms. In diesem Abschnitt wird die Kollau von einigen Brücken und Querbauwerken gekreuzt und nimmt weitere Zuflüsse und einige Regenwassereinleitungen auf (Abbildung 1).

Wie eingangs erwähnt, besitzt die Kollau ein relativ kleines Einzugsgebiet. Hinzu kommt eine teilweise sehr hohe Versiegelung, insbesondere im Einzugsgebiet der Mühlenau werden großflächig Versiegelungswerte von über 60 % erreicht. Diese Kombination führt zu einer äußerst schnellen Reaktion des Gewässers auf Starkniederschläge innerhalb des Einzugsgebiets. Der Extremniederschlag einer Gewitterzelle im Mai 2014 zeigt dies sehr eindrucksvoll. Zwischen 20.30 Uhr und 21 Uhr fiel ein Niederschlag von knapp 60 mm, dies führte von 20.45 Uhr bis 21.30 Uhr zu einem Anstieg des Wasserstandes um 1,44 m (Abbildung 2).

Diese schnelle Reaktion ist typisch für das Einzugsgebiet der Kollau, wenn auch nicht in dieser, auf einem Extremereignis beruhenden Intensität. Um die schnell auflaufende und hohe Hochwasserwelle zu dämpfen, sind im Gebiet insgesamt 21 Rückhaltebecken vorhanden. Diese werden in der Regel mithilfe von Stauanlagen betrieben, jedoch nicht auf ein Ereignis bezogen aktiv gesteuert.

Am Unterlauf der Kollau gelegene Flächen sind hochwassergefährdet. Bereits bei der Annahme eines Hochwassers mit hoher Eintrittswahrscheinlichkeit (HQ_{10}) treten Überschwemmungen in Wohngebieten auf. Mit zunehmend höheren Abflüssen (HQ_{100} bis HQ_{200}) vergrößern sich die Überschwemmungsgebietsflächen und die Anzahl betroffener Personen (LSBG 2015). Im Rahmen der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL) weist die Freie und Hansestadt Hamburg die entsprechenden Risikogebiete aus und veröffentlicht sie in Risiko- und Gefahrenkarten (HAMBURG 2016).

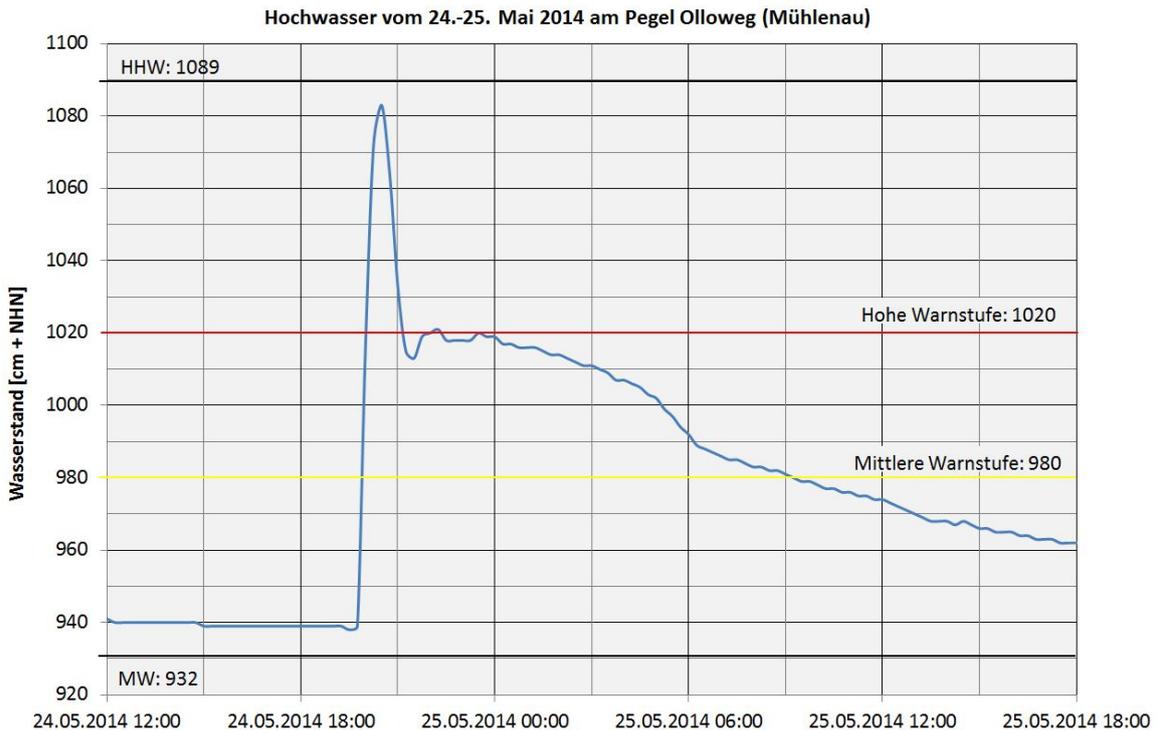


Abb. 2: Hochwasserereignis an der Mühlenau im Einzugsgebiet der Kollau. Als Folge eines extremen Niederschlagsereignisses von 60 mm in 30 Minuten steigt der Pegel innerhalb von 45 Minuten um 1,44 Meter.

3.2 Einzugsgebiet Dove-Elbe

Zusammen mit der Oberen Bille ($A_E = 347,1 \text{ km}^2$, Länge: 46 km), dem Hauptfluss, ergibt sich eine Gesamteinzugsgebietsgröße der Dove-Elbe von 507 km^2 , wobei das Einzugsgebiet der Bille zu 98 % in Schleswig-Holstein liegt. Die Dove-Elbe selbst hat bei einer Fließstrecke von 19,6 km ein Einzugsgebiet von $159,9 \text{ km}^2$ (MÜLLER et al. 2009) und liegt im südöstlichen Stadtgebiet der Freien und Hansestadt Hamburg, den Marsch- und Vierlanden, im Bezirk Bergedorf (Abbildung 3). Ursprünglich ist die Dove-Elbe ein Nebenarm der Elbe und wurde im 15. Jahrhundert vom Hauptstrom der Unterelbe abgetrennt.

Die Dove-Elbe verläuft von Altengamme in nordwestlicher Richtung und mündet über das Deichsiel an der Tatenberger Schleuse, südwestlich von Hamburg-Moorfleet, in die Tideelbe. Die Dove-Elbe wird untergliedert in Obere und Untere Dove-Elbe, die namentliche Trennung erfolgt unterhalb der Dove-Elbe-Schleuse. Hier mündet auch der Neue Schleusengraben in die Dove-Elbe, angebunden über die Krapphofschleuse. Über den kanalisierten Schleusengraben entwässert der Großteil des Abflusses der Bille in die Dove-Elbe, nur ein kleiner Teil verbleibt im ursprünglich weiteren Verlauf der Bille (Untere und Mittlere Bille).

Abbildung 3 zeigt das rund 123 km^2 große Modellgebiet der Dove-Elbe, die Einzugsgebiete aller Dove-Elbe-Zuflüsse außerhalb Hamburgs gehören nicht zum Modellgebiet. Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet der Dove-Elbe erfolgen über die Brookwetterung ($A_E = 28,9 \text{ km}^2$), die Alte Brookwetterung mit Schleusengraben und Schulenbrooksbek ($A_E = 8,9 \text{ km}^2$), die Gose-Elbe ($A_E = 68,5 \text{ km}^2$) sowie den Entwässerungsgebieten Eichbaum/Moorfleet ($A_E = 8,0 \text{ km}^2$) und Allermöhe/Billwerder ($A_E = 14,2 \text{ km}^2$). Die Gose-Elbe stellt hierbei den größten Zufluss dar, sie selbst wird über die Schöpfwerke Ochsenwerder ($A_E = 18,1 \text{ km}^2$), Reitbrook

($A_E = 7,0 \text{ km}^2$), Seefeld ($A_E = 19,1 \text{ km}^2$), Neuengamme ($A_E = 11,7 \text{ km}^2$) und Riepenburg ($A_E = 7,9 \text{ km}^2$) gespeist. Durch den Neuengammer Durchstich (verläuft etwa in südlicher Verlängerung des Schleusengrabens) wurden Dove-Elbe und Gose-Elbe verbunden (KROB et al. 2011 und 2007).

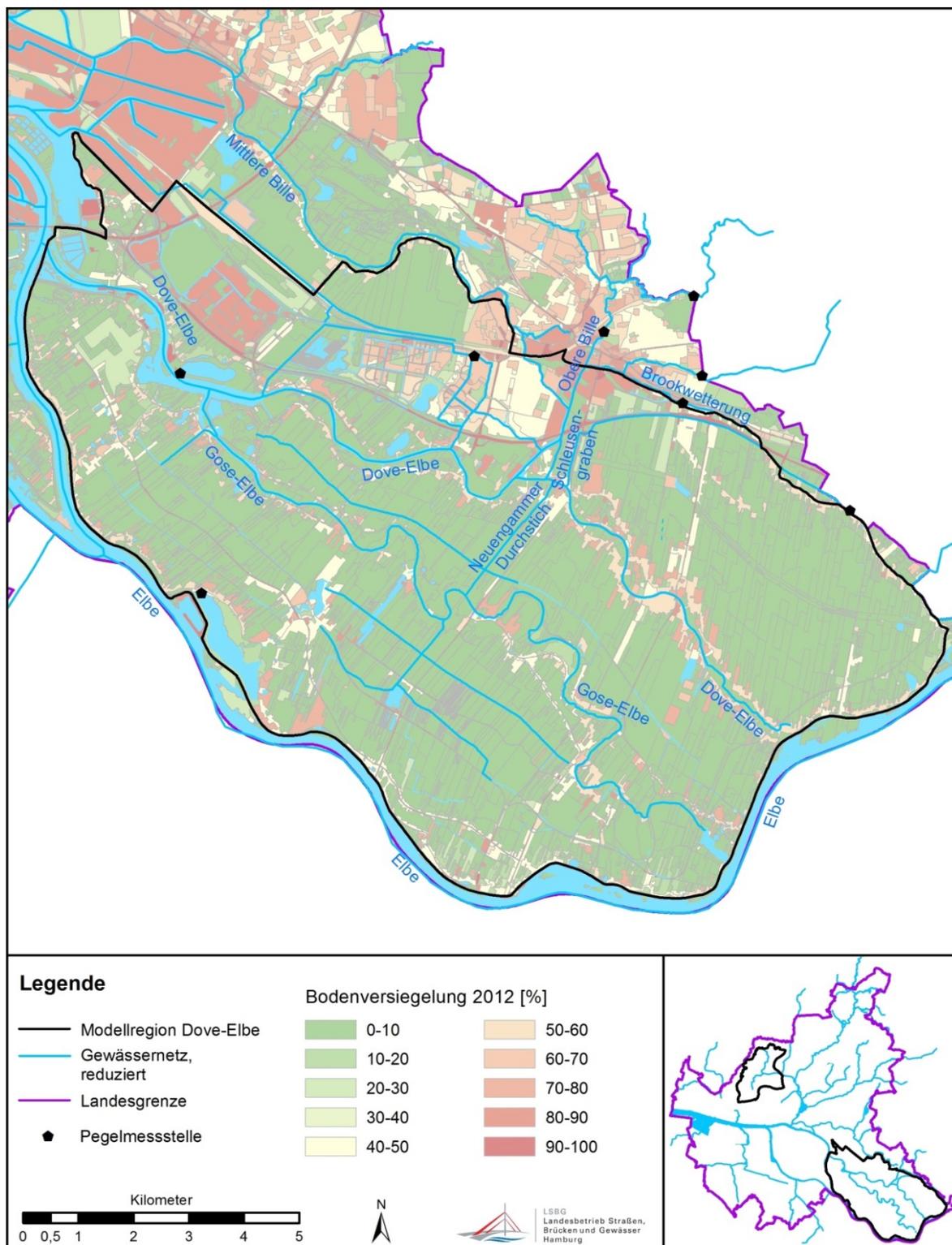


Abb. 3: Modellregion der Dove-Elbe und ihrer Nebengewässer. Klassifizierung der Bodenversiegelung (Stand 2012) und Lage der Modellregionen im Stadtgebiet Hamburgs.

Die Stadtteile des Einzugsgebiets weisen unterschiedliche Nutzungen auf. Die nördlichen Stadtteile Moorfleet, Allermöhe, Neuallermöhe und Bergedorf sind durch Wohn- und Gewerbenutzung mit hohen Versiegelungsgraden von mindestens 60 %, teilweise flächenhaft über 90 %, und weiterhin bestehender Nachverdichtung geprägt. Darin spiegelt sich die fortschreitende, stadtnahe Urbanisierung wider. In den südlichen Stadtteilen herrscht vorwiegend kleinteilige landwirtschaftliche Nutzung (Gemüse- und Zierpflanzenanbau) mit einer geringeren Bodenversiegelung von zumeist unter 10 % vor. Die Bebauung erfolgt entlang alter Deichlinien, die auch als Verkehrsachsen dienen. In diesen Bereichen werden mittlere Versiegelungsgrade von etwa 40-60 % erreicht (Abbildung 3).

Die hydrologischen Prozesse im Einzugsgebiet der Dove-Elbe laufen um ein Vielfaches langsamer ab als im Einzugsgebiet der Kollau. Auf Grund der etwa 15-fachen Größe des Dove-Elbe-Einzugsgebiets sind die Fließwege deutlich länger, es besteht mehr Retentionsraum und somit reagiert das Gewässersystem auf Niederschläge wesentlich träger. Beispielsweise benötigt der Scheitel einer Hochwasserwelle für den Verlauf vom Pegel Sachsenwaldau (Bille) bis zum Pegel Allermöher Deich (Dove-Elbe), kurz vor dem Tatenberger Siel, rund zwölf Stunden. Die hydrologische Besonderheit des Gebiets besteht in der Beschränkung der Binnenentwässerung auf die Niedrigwasserzeiten in der Elbe, da es am Tatenberger Siel kein Schöpfwerk gibt. Bei durchschnittlichen Tideverhältnissen kann etwa dreieinhalb Stunden vor und nach dem Hochwasser der Tideelbe nicht entwässert werden.

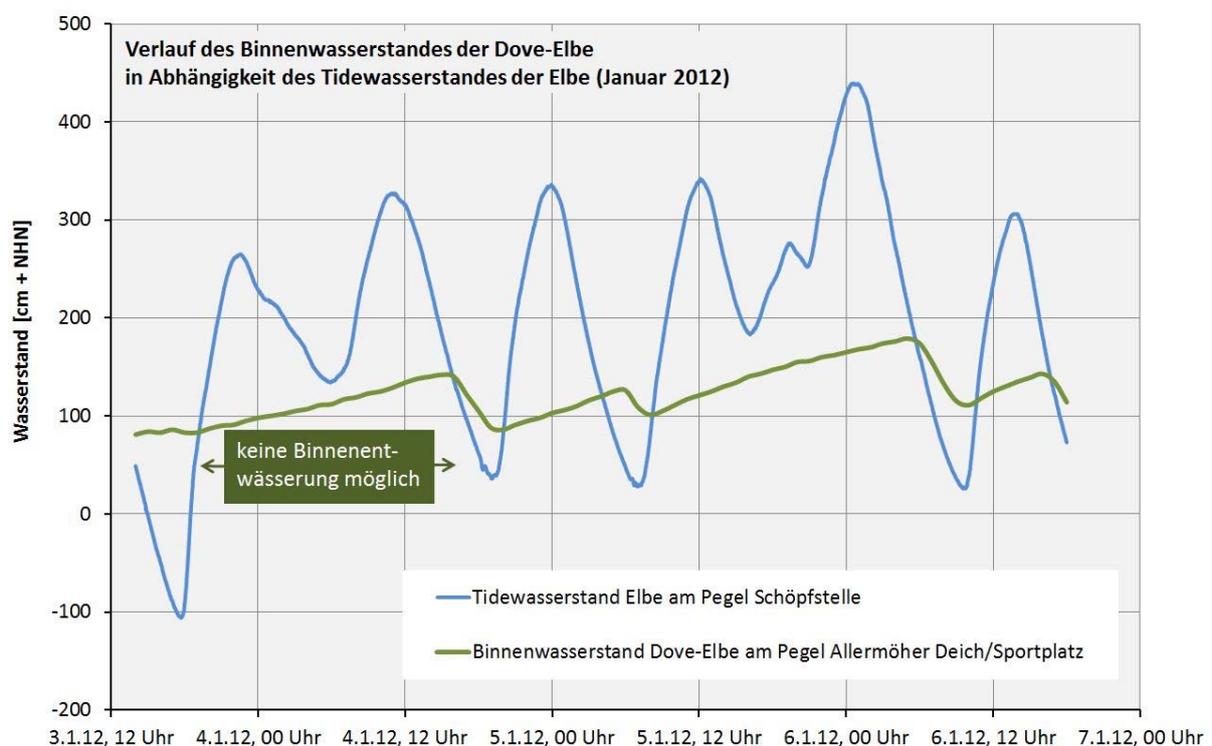


Abb. 4: Eingeschränkte Zeiten der Binnenentwässerung der Dove-Elbe bei erhöhten Tidewasserständen der Elbe im Januar 2012.

Tritt nun die eingangs erwähnte Situation erhöhter Tidewasserstände, gegebenenfalls in Verbindung mit hohen Niederschlagssummen ein, ergeben sich relativ schnell hohe Binnen-

wasserstände, wie im Januar 2012 (Abbildung 4). Bei diesem Ereignis kam es zu Binnenwasserständen von rund 1,80 m NHN. Bei diesem Wasserstand fehlen nur noch ein bis zwei Dezimeter bis zur Deichkrone am Schleusengraben (WEHLING 2015). Sollte es hier zum Überströmen kommen, was bei der angenommenen Extremsituation wahrscheinlich ist, sind hohe Schäden, vor allem im Bereich des Stadtteils Bergedorf, zu erwarten.

4. Ergebnisse

Der ersten Ergebnisse beruhen auf der Analyse der hydrologischen Situation, den Steuerungsmöglichkeiten der wasserwirtschaftlichen Anlagen und der Erweiterung der Systemkenntnis in den Modellregionen.

In der Modellregion Kollau wurden die Laufzeiten der Scheitel von zwei Hochwasserwellen aus dem Jahr 2015 analysiert. Dies ist durch den neu eingerichteten Pegel an der Vogt-Kölln-Straße möglich. So zeigt sich eine Laufzeit von zwei Stunden vom Pegel Olloweg (Mühlenau) bis zum Pegel Vogt-Kölln-Straße (Kollau) bei einer Fließstrecke von rund 700 Metern. Der weitere Verlauf in der Kollau bis zum Pegel Niendorfer Straße dauert rund drei Stunden bei einer Fließstrecke von ca. 1,9 Kilometern. Im ersten Abschnitt werden also ca. 350 m pro Stunde absolviert, im zweiten Abschnitt ist die Hochwasserwelle wesentlich schneller unterwegs: rund 630 m pro Stunde. Dies ist mit einer geringeren Anzahl Durchlässe und einem geradlinigeren Gewässerverlauf im zweiten Fließabschnitt zu begründen.

Für das Gebiet der Dove-Elbe zeigt sich eine statistisch vermutlich nur geringe Eintrittswahrscheinlichkeit von drei Sperrtiden und, auf Grund von hohen Niederschlägen im Einzugsgebiet, erhöhten Binnenwasserständen. Erste Analysen eines kurzen Zeitraumes zeigen bisher nur die Kombination von einer Sperrtide und Niederschlägen im Einzugsgebiet. Auf Grund der Einzugsgebietsgröße ergeben sich relativ lange Zeitspannen zwischen dem tidebedingten Sperren des Binnenabflusses und dem Eintreffen einer niederschlagsbedingten Hochwasserwelle. Beispielsweise liefert ein Niederschlagsereignis vom 4.-6. Februar 2011, gemessen an der DWD-Station Sprengel, Niederschlagshöhen von rund 60 mm. Als Randbedingung lassen sich bereits stark durchfeuchtete Böden mit einer nur geringen zusätzlichen Wasseraufnahmekapazität festhalten. Dementsprechend reagiert das Gewässersystem Bille in diesem Beispiel noch vergleichsweise schnell. Am Pegel Sachsenwaldau wird der Hochwasserscheitel am 06.02.2011 um 23 Uhr gemessen, also ca. 24 Stunden nach den intensivsten Niederschlägen. Nach 11,6 Fließkilometern, am Pegel Reinbek, ist der Scheitelwert am 07.02.2011 um 10 Uhr zu verzeichnen, der Pegel Mörkenweg (weitere 1,5 Fließkilometer) zeigt den Spitzenwert am 07.02.2011 um 13.15 Uhr. Der Pegel Allermöher Deich ist bereits sehr stark durch das tidebedingte Ablassen des Binnenwassers geprägt. Am 07.02.2011 werden dort zwei Hochwasserwerte registriert: um ca. 10 und 23 Uhr. Um 16 Uhr, nach dem Tideniedrigwasser der Elbe, ist in der Dove-Elbe der tiefste Wasserstand erreicht. Die beschriebene Hochwasserwelle aus der Bille erreicht vermutlich vor 16 Uhr den Pegel Allermöher Deich, wird direkt mit dem abfließenden Wasser in die Elbe geleitet und somit nicht direkt registriert.

5. Ausblick

Die kurzen Zeitspannen des Abflusses im Einzugsgebiet der Kollau verdeutlichen die Wichtigkeit von hochaufgelösten Niederschlagsprognosen für eine bessere, rechtzeitige Vorwarnung und zum Ergreifen von Steuerungsmaßnahmen. Hier soll u.a. untersucht werden, wie gut die hochwasserrelevanten Ereignisse, meist Starkregen, mithilfe eines Niederschlags-Abfluss-Modells auch für ein kleines Einzugsgebiet vorhergesagt werden können.

Im Einzugsgebiet der Dove-Elbe ist die hochaufgelöste Niederschlagsprognose weniger bedeutsam, hier gilt es den Tideeinfluss in die Steuerung zu integrieren.

Daher soll in der Modellregion Dove-Elbe unter anderem ein Niederschlags-Abfluss-Modell mit den Randbedingungen tideabhängiger Binnenentwässerung zur Hochwasservorhersage kombiniert werden. Damit sollen Hochwasservorhersagen für den Bereich der Dove-Elbe erstellt werden. In beiden Modellgebieten, werden unter Berücksichtigung der in Tabelle 1 genannten Szenarien, Steuerungsmaßnahmen ermittelt und optimiert. Der Bedarf an solchen Maßnahmen ist auch in anderen küstennahen Gebieten vorhanden, wie Gespräche mit assoziierten Partnern, wie beispielsweise der Freien Hansestadt Bremen oder der Stadt Elms-horn bestätigt haben. Im Projekt Stuck werden zwei grundsätzlich recht unterschiedliche Modellregionen betrachtet. Dadurch erfolgt eine hohe Abdeckung der im Küstenraum vorkommenden Gegebenheiten und somit eine gute Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere küstennahe Gebiete.

Durch die vorgesehenen ökologischen Untersuchungen und ökonomischen Analysen werden die entwickelten Hochwasserschutzmaßnahmen in einen ganzheitlichen Kontext gestellt.

Danksagung

Die Autoren und Projektpartner von „Stuck“ danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung des Verbundforschungsprojekts (Förderkennzeichen 033W031) im Rahmen der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM). Die Projektpartner von „Stuck“ sind:

- Freie und Hansestadt Hamburg – Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer (Verbundprojektkoordination)
- Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Wasserbau
- Hydro & meteo GmbH & Co. KG, Lübeck
- Universität Hamburg
 - Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit, Institut für Bodenkunde
 - Biozentrum Klein Flottbek, Abteilung Angewandte Ökologie
- Hamburgisches WeltWirtschaftsinstitut gGmbH

Literatur

- ACKERMANN, D. (2016): Mündliche Mitteilung zu Hochwasserereignissen an Hamburgs Binnengewässern.
- ACKERMANN, D., REICHEL, F., KLUGE, K. & O. MÜLLER (2011): Hochwasser an Hamburgs Binnengewässern am 6. und 7. Februar 2011. Berichte des Landesbetriebes Straßen, Brücken und Gewässer Nr. 6. S. 1-34. Hamburg.

- BALDAUF, M., SEIFERT, A., FÖRSTNER, J., MAJEWSKI, D., RASCHENDORFER, M. & T. REINHARDT (2011): Operational convective-scale numerical weather prediction with the COSMO model. *Monthly Weather Review* 139, S. 3887-3905.
- CHURCH, J.A., CLARK, P.U., CAZENAVE, A., GREGORY, J.M., JEVREJEVA, S., LEVERMANN, A., MERRIFIELD, M.A., MILNE, G.A., NEREM, R.S., NUNN, P.D., PAYNE, A.J., PFEFFER, W.T., STAMMER, D. & A.S. UNNIKRIISHNAN (2013): Sea Level Change. In: STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G.K., TIGNOR, M., ALLEN, S.K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. & P.M. MIDGLEY (Hrsg.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. S. 1137-1216. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- GÖNNERT, G., SCHAPER, M., SOSSIDI, K. & O. MÜLLER (2014): Die Sturmflut nach dem Tief Xaver vom 5. bis 7. Dezember 2013. *Berichte des Landesbetriebes Straßen, Brücken und Gewässer* Nr. 16, S. 1-26, Hamburg.
- HAMBURG (2016): Veröffentlichung der Risiko- und Gefahrenkarten im Rahmen der EG-Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL). Internetrepräsentanz: <http://www.hamburg.de/hwrm-karten>.
- HAMBURG PORT AUTHORITY (2014): *Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 2012, Elbegebiet, Teil III, Untere Elbe ab der Havelmündung*, S. 1-177, Hamburg.
- KROB, L., PETERSEN, N. & K. LORENZ (2011): Erweiterter Vergleich von Planungsvarianten zur Verbesserung des Binnenhochwasserschutzes im Bereich der Vier- und Marschlande, Hydraulische Untersuchungen im Einzugsgebiet der Dove-Elbe/Bille. *Bericht der BWS GmbH im Auftrag des Landesbetriebs Straßen, Brücken und Gewässer*. S. 1-86, Hamburg.
- KROB, L., KELLER, M., PETERSEN, N. & WAGENER, D. (2007): Verbesserung des Hochwasserschutzes und des Binnenhochwasserschutzes für die Vier- und Marschlande, Untersuchung von Planungsvarianten. *Bericht der BWS GmbH im Auftrag des Landesbetriebs Straßen, Brücken und Gewässer*. S. 1-51, Hamburg.
- LSBG (2015): Überprüfung des vorläufig gesicherten Überschwemmungsgebietes der Kollau. *Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 6 des Landesbetriebs Straßen, Brücken und Gewässer, Hamburg*. S. 1-71. Unveröffentlicht.
- MEA (2005): *Millennium Ecosystem Assessment*. Internetrepräsentanz: <http://www.unep.org/maweb/en/Index.aspx>.
- MÜLLER, A., MARENGWA, J. & O. MÜLLER (2009): Hochwasserschutz für die Hamburger Binnengewässer. *Berichte des Landesbetriebes Straßen, Brücken und Gewässer* Nr. 3, S. 1-64, Hamburg.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2013): Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktionen. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 124, 257 S., Bonn.
- WEHLING, U. (2015): Mündliche Mitteilung zu Hochwasserereignissen und Steuerungsmöglichkeiten an der Dove-Elbe im Bereich des Bezirksamts Bergedorf.

Urbane Sturzfluten – Überflutungsvorsorge im ländlichen Raum

André Müller

Zusammenfassung

Die Überflutungsvorsorge für Starkregenereignisse wird eine der Schwerpunktaufgaben der Wasserwirtschaft im nächsten Jahrzehnt sein. Bei der Siedlungsentwicklung, der Bauleitplanung und der Straßenplanung sind in der Vergangenheit extreme Wetterereignisse so gut wie nie berücksichtigt worden. Für den städtischen Raum wurden mittlerweile in verschiedenen Leitfäden erste Strategien zum Umgang mit Starkregenereignissen entwickelt. Für dörfliche Strukturen besteht hier noch Nachholbedarf. Deshalb sind im Rahmen dieser Arbeit für zwei Orte der Nationalparkregion Hunsrück-Hochwald dem aktuellen Stand der Technik entsprechende Vorgehensweisen erläutert, die Überflutungsgefährdungen, Schadenspotenziale sowie die daraus resultierenden Überflutungsrisiken ermittelt und zusätzlich mit Hilfe von Niederschlag-Abfluss-Modellen Maßnahmen entwickelt worden, die schädlichen Folgen von Starkregenereignissen entgegen wirken können.

1. Einführung

In den vergangenen Jahrzehnten haben lokale, meist in den Sommermonaten auftretende, Starkregenereignisse zu schweren Überflutungen und erheblichen Schäden geführt. Es wird vermutet, dass sich dieser Trend weiter fortsetzt. Daher müssen Kommunen gerade im ländlichen Bereich in Zukunft deutlich präventiver tätig werden.

Untersucht werden in dieser Arbeit die in Abbildung 1 dargestellten und im Weiteren genauer erläuterten Ortsgemeinden Neuhütten und Mittelreidenbach.

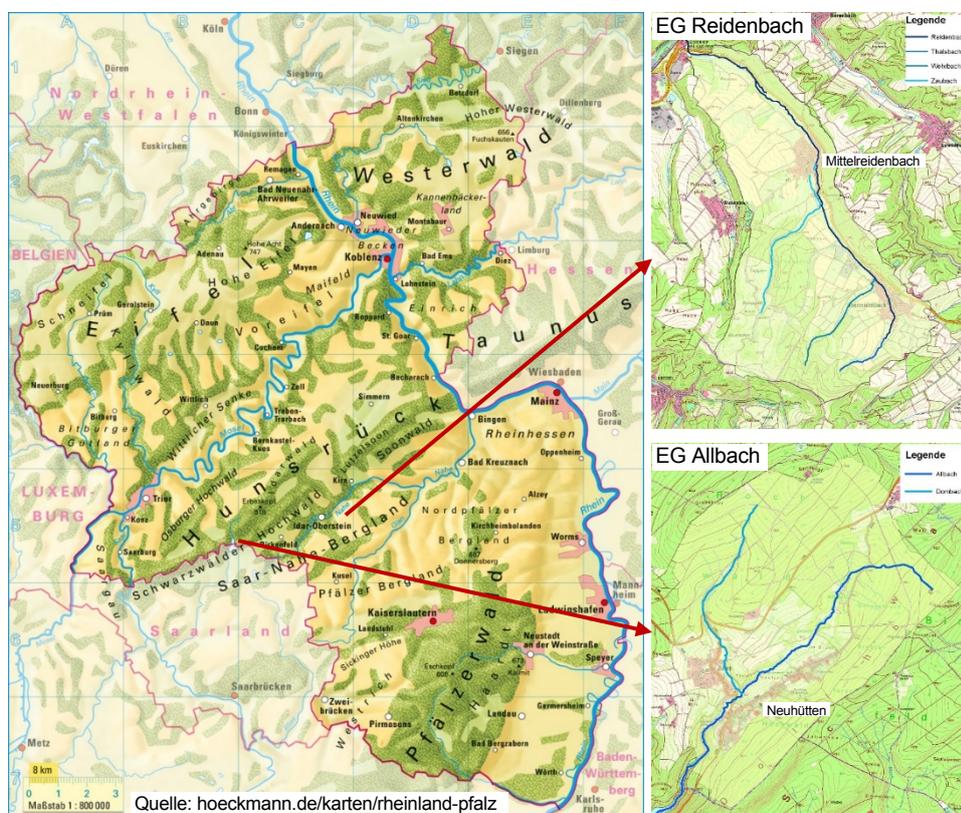


Abb. 1: Lageübersicht der Untersuchungsgebiete Neuhütten und Mittelreidenbach.

2. Neuhütten

Neuhütten befindet sich in Rheinland-Pfalz im Landkreis Trier-Saarburg und gehört der Verbandsgemeinde Hermeskeil an. Es ist ein langgezogenes, hangparallel verlaufendes, rund 760 Einwohner großes Straßendorf unterhalb der Dollberge, am Rande des Hunsrücks und liegt im Schwarzwälder Hochwald.

In der Vergangenheit ist es in Neuhütten vermehrt zu Überflutungsfällen infolge von Starkregen gekommen (Abbildung 2). Sie haben ihre Ursache in dem aus dem Wald zufließenden Außengebietswasser. Das Außengebiet umfasst eine Größe von ca. 240 ha. Die früher vermehrt angelegten Gräben wurden im Laufe der Zeit sukzessive verrohrt oder zugeschüttet. Wenn es zu Starkregenereignissen kommt, bahnt sich das Außengebietswasser seinen natürlichen Lauf durch diese noch verbliebenen Gräben. Besonders problematisch ist, neben den dann relativ breiten Bächen, das mitgeführte Material aus dem Wald. Dies kann zur Verlegung der Gräben in den Bereichen der Grabenverrohrungen und somit zu einem weiteren Gefahrenpunkt führen.



Abb. 2: Bild links: Einlauf Straßendurchlass im Bereich der Saarstraße am Ortseingang von Neuhütten; Bilder rechts: Überschwemmungen im Bereich der Saarstraße (Quelle: SWR.de).

3. Mittelreidenbach

Die Ortsgemeinde Mittelreidenbach befindet sich in Rheinland-Pfalz, im Reidenbachtal südöstlich der Nahe im Landkreis Birkenfeld und gehört zur Verbandsgemeinde Herrstein.

In der Vergangenheit ist es wiederholt vorgekommen, dass bei heftigem Starkregen Oberflächenentwässerungsprobleme entstanden sind. Neben der Überflutungsgefährdung des durch den Ort fließenden Reidenbachs, speziell im Bereich der „Bachstraße“, ist das vorhandene Entwässerungssystem sowohl auf den Fluren, als auch in der Ortslage nicht in der Lage, die Wassermengen aufzunehmen und führt dazu, dass Außengebietswasser oberflächlich abfließt. In der Ortslage führt dies zu Schädigungen der Wohnbebauung und Überflutungen der Keller. Die Erschließung und Bereitstellung neuen Baulandes in den Abflussbereichen, die Bewirtschaftung größerer landwirtschaftlicher Flächen, sowie die vernachlässigte Unterhaltung des vorhandenen Entwässerungssystems tragen ebenfalls ihren Teil zur derzeitigen Situation bei.

4. Kommunale Überflutungsvorsorge

Als Grundvoraussetzung für das Einleiten, Planen und Umsetzen angemessener und effizienter Vorsorgemaßnahmen gilt es, sich kritisch und auf wissenschaftlicher Basis mit dem Thema zu befassen, um mögliche Gefährdungs- und Risikobereiche in der Kommune zu erkennen, abzugrenzen und zu verdeutlichen.

Der Leitfaden „Starkregen – Was können Kommunen tun?“, der gemeinsam mit den Ländern Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz (2013) erarbeitet wurde, zeigt, wie mit diesen Fragestellungen umgegangen werden kann.

Mit der Veröffentlichung des „Praxisleitfadens zur Überflutungsvorsorge“ (DWA 2013) sowie des neuen Merkblattes DWA-M-119 (2015) stehen erstmals auch von Seiten der wasserwirtschaftlichen Fachverbände DWA und BWK Hinweise zur Analyse der möglichen Auswirkungen und Ermittlung des Überflutungsrisikos zur Verfügung.

Die zentralen Aufgaben eines kommunalen Risikomanagements setzen sich gemäß der zuvor beschriebenen Broschüren aus mehreren Komponenten zusammen (Abbildung 3), die nacheinander zu bearbeiten sind:

1. Ermittlung und Einstufung der Überflutungsgefährdung
2. Abschätzung und Bewertung des Schadenspotenzials
3. Risikoermittlung und -bewertung
4. Risikokommunikation
5. Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen

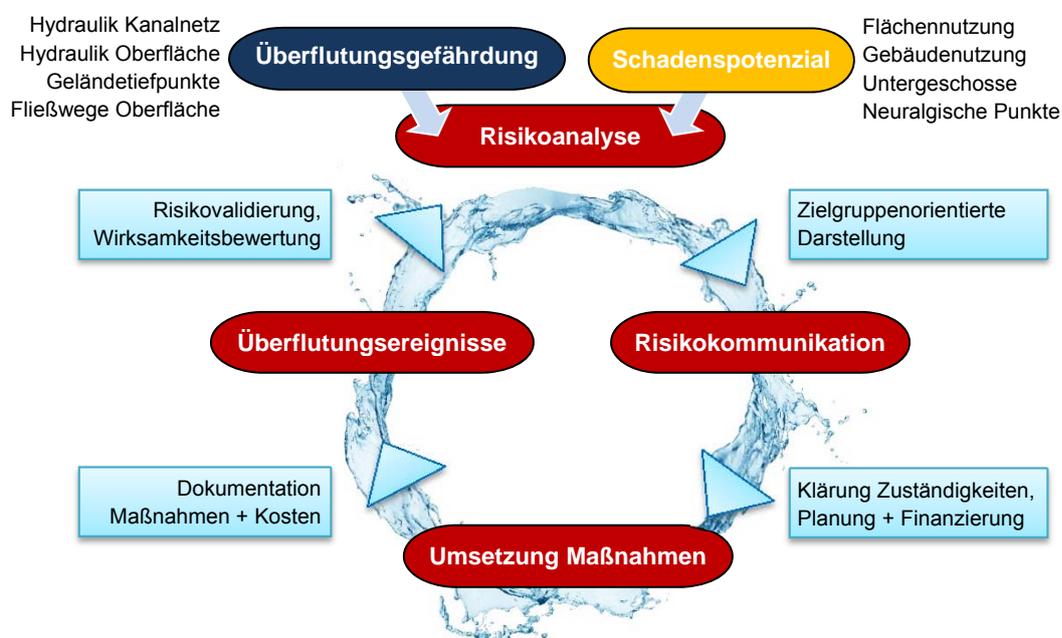


Abb. 3: Zyklus des kommunalen Risikomanagements Überflutungsschutz (Quelle: KRIEGER & SCHMITT 2015, modifiziert).

5. Ermittlung und Einstufung der Überflutungsgefährdung

5.1 Vereinfachte örtliche Gefahrenabschätzung

Aus Ortsbegehungen und dem Auswerten vorhandener Bestandsunterlagen, Pressemitteilungen sowie der Analyse des örtlichen Niederschlagsgeschehens, werden in einem ersten Schritt die hauptsächlichen Gefährdungsbereiche bestimmt. Diese Eingrenzung der Gefährdungsbereiche wird anschließend mit Hilfe der Programmsoftware „ArcGIS“ in einem vereinfachten Gefährdungsplan visualisiert und ermöglicht eine grobe Ersteinschätzung der örtlichen Überflutungsgefährdung.

Die Ergebnisse einer solchen vereinfachten Gefährdungsabschätzung für Mittelreidenbach sind beispielhaft in Abbildung 4 dargestellt.

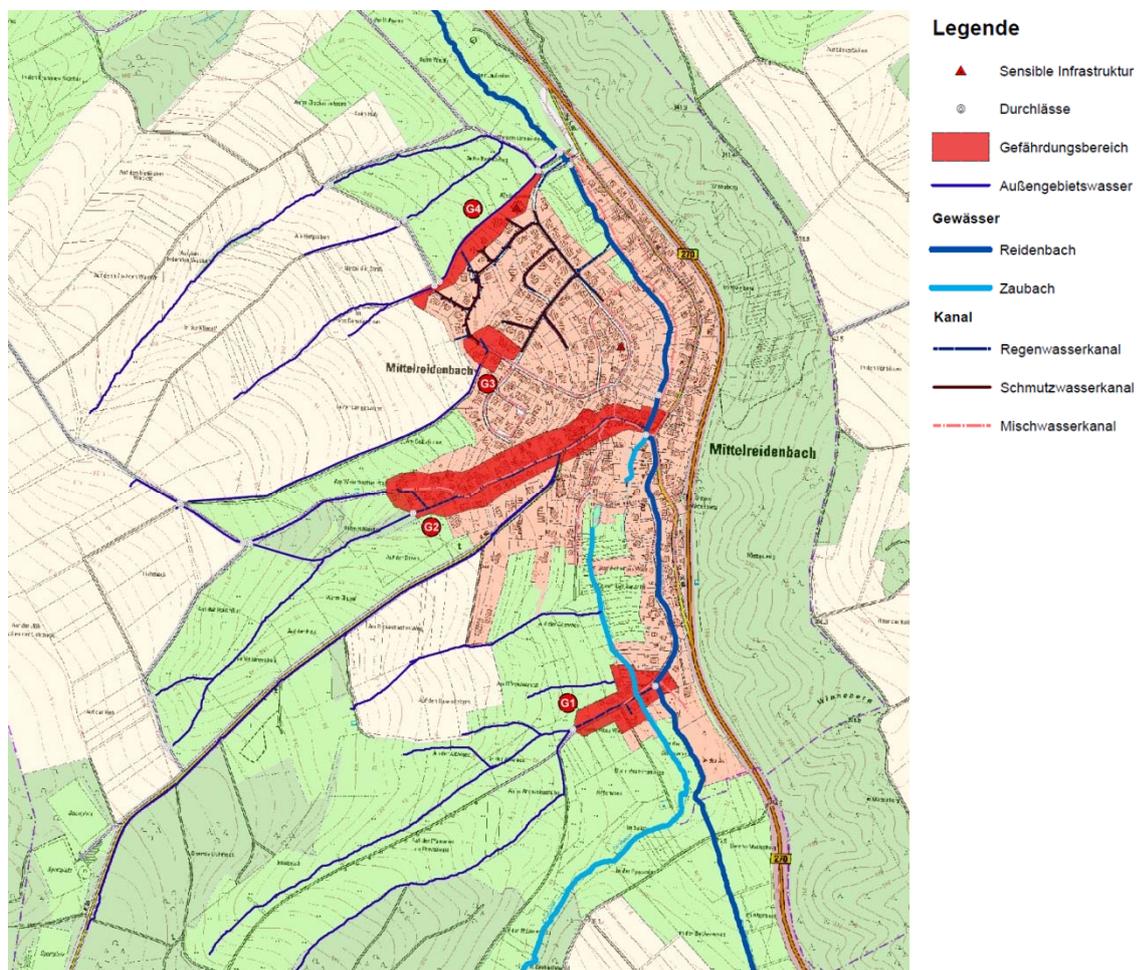


Abb. 4: Ergebnisskizze der örtlichen Gefährdungsabschätzung von Mittelreidenbach.

5.2 Topografische Gefährdungsanalyse

Die Ergebnisse der örtlichen Gefährdungsabschätzung werden mit einer topografischen Gefahrenanalyse nun weiter differenziert.

Über eine GIS-gestützte Analyse der Geländetopografie lassen sich die vorhandenen Fließwege, Fließrichtungen und Abflussakkumulationen des Oberflächenabflusses sowie Lage und Größe von Geländesenken ohne Berücksichtigung des Kanalnetzes generieren und in entsprechenden Karten veranschaulichen (Abbildung 5).

Die Basis dieser Fließwege- und Senkenermittlung bilden die vom Landesamt für Vermessung und Geobasisinformationen Rheinland-Pfalz gelieferten hochauflösenden Laserscan Höhendaten (LPG). Mit der Software ArcGIS lässt sich aus diesen Höhendaten ein Digitales Geländemodell (DGM) mit einer Rastergröße von 1 m x 1 m erzeugen.

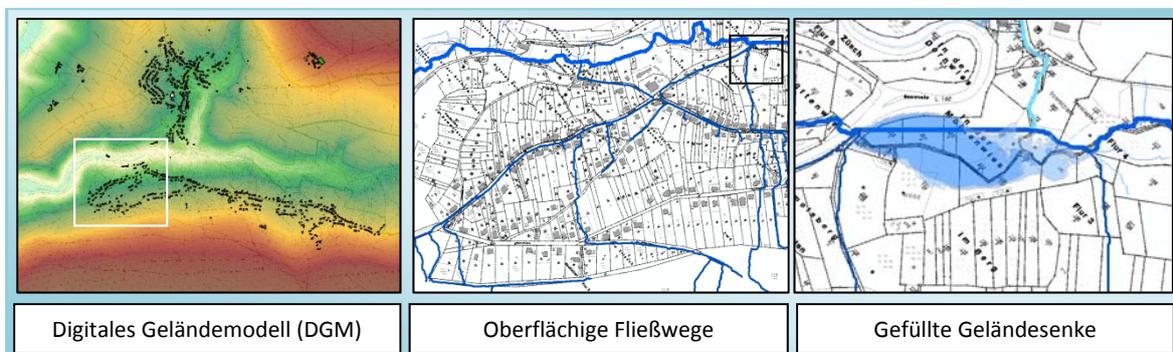


Abb. 5: Darstellung des Digitalen Geländemodells, der oberflächigen Fließwege und Geländesenken von Neuhütten.

5.3 Einstufung der Überflutungsgefährdung

Die Bewertung bzw. Einstufung der Überflutungsgefahren aus der vereinfachten örtlichen Gefährdungsabschätzung sowie der topografischen Gefährdungsanalyse erfolgt über eine Gewichtung der akkumulierten Einzugsgebietsflächen der Fließpfade. Für die Gewichtung dieser akkumulierten Einzugsgebietsflächen wird abweichend vom DWA-M 119 (2015), die in Tabelle 1 dargestellte Klassifizierung festgelegt.

Tab. 1: Klassifizierung der Überflutungsrelevanz der Fließwege und Geländesenken für die Untersuchungsgebiete Neuhütten und Mittelreidenbach

Gefährdungs- klasse	Überflutungsgefahr	Wasserstand Geländesenke	akkumulierte Einzugsgebiets- größe der Fließpfade
0	keine	< 10 cm	< 0,1 ha
1	gering	10 cm – 30 cm	0,1 ha – 1 ha
2	mittel	30 cm – 50 cm	1 ha – 10 ha
3	hoch	> 50 cm	> 10 ha

Die finale Überflutungsgefährdungskarte der Gefahrenanalyse gründet auf einer Überlagerung der Shape-Datei der Gefährdungsklassifizierung mit der Wohnbebauung bzw. den Flurstücken der Siedlungsbereiche (Abbildung 6). Liegen mehrere Fließpfade unterschiedlicher Gefährdung innerhalb der räumlichen Verknüpfung eines Gebäudes oder Flurstücks ergibt sich die resultierende Gefährdung aus deren Maximalwert.

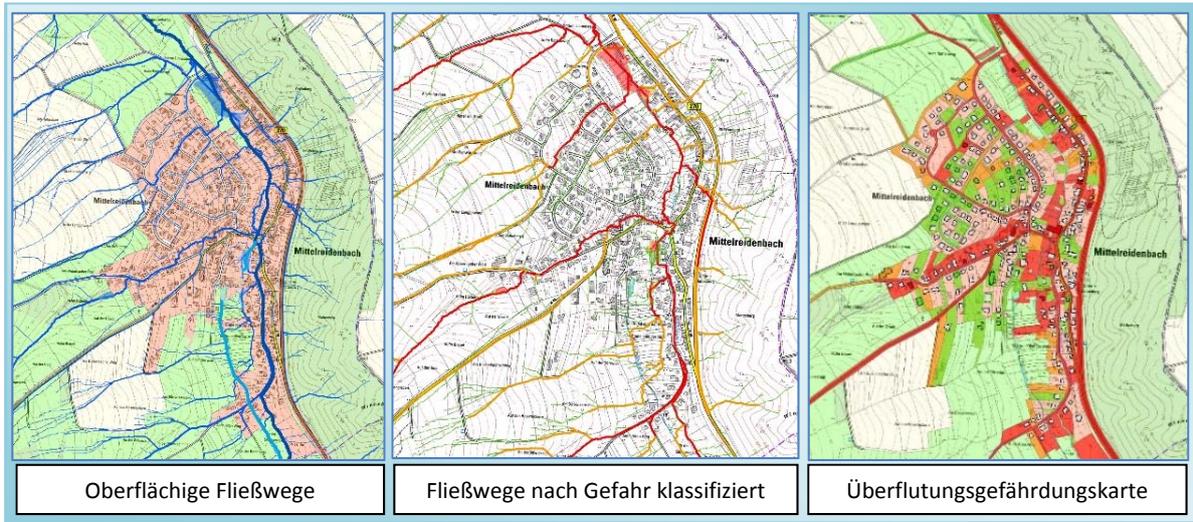


Abb. 6: Ergebnisse der topografischen Gefährdungsanalyse von Mittelreidenbach.

6. Abschätzung und Bewertung des Schadenspotenzials

Erst durch die Bestimmung des Schadenspotenzials, also die Abschätzung möglicher Schäden in den überflutungsgefährdeten Bereichen, lässt sich eine umfassende Risikobewertung durchführen.

Die Abschätzung und Bewertung des Schadenspotenzials erfolgt für die zu untersuchenden Ortsgemeinden qualitativ und bezieht sich auf Flächen und Objekte und ihre Nutzungen. Die Informationen zur Nutzung ergeben sich aus den Topografischen Karten (DTK25) vom Landesamt für Vermessung und Geobasisinformationen Rheinland-Pfalz. Zusätzlich werden kritische Infrastrukturen mit besonderen Risikoaspekten als Punktdarstellungen visualisiert und erhöht bewertet.

Bewertet wird das Schadenspotenzial analog zur Gefährdungsanalyse über Schadenspotenzialklassen. In Tabelle 2 sind die für diesen Arbeitsschritt festgelegten Klassifizierungen aufgeführt.

Tab. 2: Klassifizierung der Schadenspotenziale in Neuhütten und Mittelreidenbach

Schadenspotenzialklasse	Nutzungsart Gebäude/Flächen	Schadenspotenzial
0	Acker	kein
	Wiese	
	Wald	
1	Dorfstraße	gering
2	Kreisstraße	mittel
	Siedlung	
3	Kindergarten	hoch
	Dorfgemeinschaftshaus	
	Feuerwehr	
	Landstraße	

7. Risikoermittlung und Bewertung

Die Verknüpfung des Maßes der Gefährdung mit den Informationen zum Schadenspotenzial ergibt das Schadensrisiko. Dieses Risiko lässt sich in einer Bewertungsmatrix (Tabelle 3) ermitteln, konkrete Risikoschwerpunkte identifizieren und in einer Risikokarte grafisch darstellen.

Tab. 3: Bewertungsmatrix des Überflutungsrisikos

		Überflutungsrisiko		
		gering	gering	mittel
Gefährdung	gering	<i>gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>
	mittel	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>
	hoch	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>hoch</i>
		gering	mittel	hoch
		Schadenspotenzial		

Abbildung 7 veranschaulicht für das Untersuchungsgebiet Mittelreidenbach die zur Risikoermittlung notwendigen Karten der Überflutungsgefährdung und des Schadenspotenzials sowie die sich daraus mit Hilfe der Bewertungsmatrix ergebende Karte des Überflutungsrisikos.

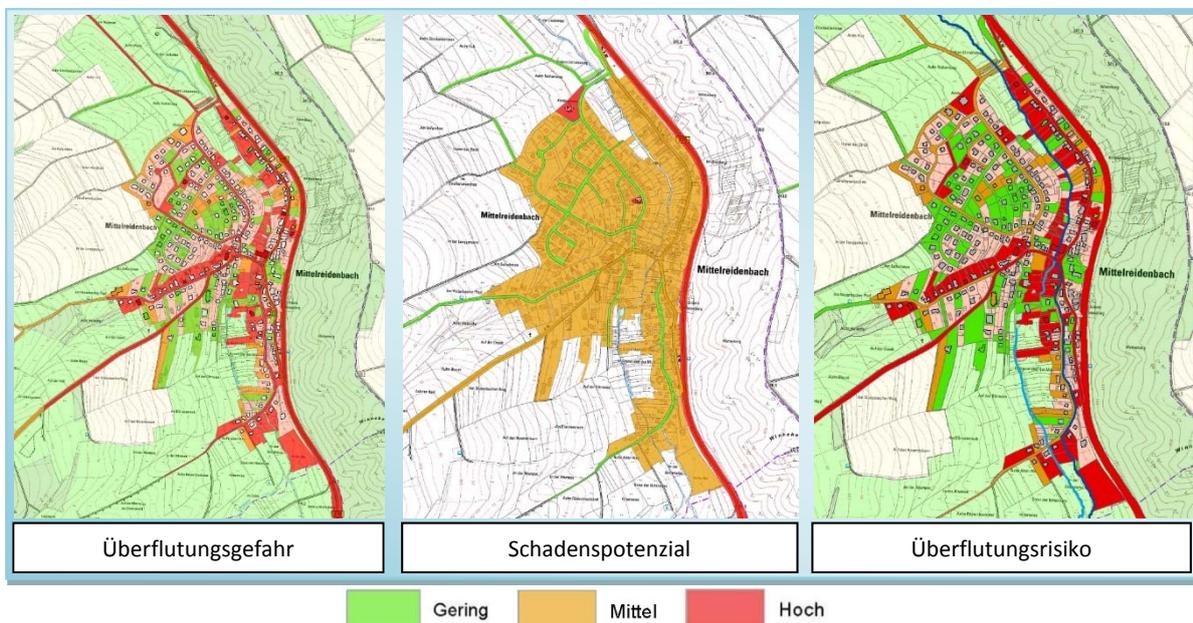


Abb. 7: Ergebnispläne der Überflutungsgefährdung, des Schadenspotenzials und des Überflutungsrisikos in Mittelreidenbach.

8. Maßnahmenplanung durch Niederschlag-Abfluss-Modelle

Auf Basis dieser Analyse lassen sich für die kritischen Risikostellen mit Hilfe eines Niederschlag-Abfluss-Modells (NAM) Niederschlag-Abfluss-Bilanzen bilden. Anhand der sich daraus ergebenden Abflussdaten werden die Kapazitäten der örtlich vorhandenen Entwässerungseinrichtungen sowie Wirkungen von dezentralen Rückhaltemaßnahmen überprüft, Defizite erkannt und weitere Vorschläge zu Maßnahmen des Überflutungsschutzes abgebildet und mittels Variantenbildung überprüft.

Entsprechend der im DWA-M 119 (2015) neu eingeführten Kategorisierung für den Begriff Starkregen, werden folgende drei Szenarien simuliert:

Bemessungsregen (Überstaufreiheit)	(T = 2 Jahre)
seltenes Starkregenereignis (Überflutungsschutz)	(T = 20 Jahre)
außergewöhnliches Starkregenereignis	(T = 100 Jahre)

Die Niederschlagsbelastung ergibt sich aus dem KOSTRA-DWD-Atlas. Die Simulation erfolgt mit einer Belastungsverteilung nach Euler (Typ II) und unterschiedlichen Niederschlagsdauern von 30 Minuten bis 6 Stunden. Der maßgebliche Abfluss eines Systemelementes ergibt sich jeweils aus der ungünstigsten Niederschlagsdauer, welche den höchsten Abflusswert liefert.

Zusätzlich zu den Simulationen mit den Bemessungsregen wird für die Ortsgemeinde Neuhütten eine weitere Simulation mit einem Naturregen vom 20.06.2013 durchgeführt. Als Grundlage hierfür dienen die vom Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz zur Verfügung gestellten 15-Minutenmittel des Niederschlags an der Station Nonnweiler.

Das stärkste aufgezeichnete Niederschlagsereignis an dieser Station ist datiert auf den 20.06.2013. Am frühen Morgen des 20.06.2013 fielen innerhalb von 15 Minuten 44,4 mm Niederschlag. Der Vergleich mit den für dieses Gebiet ermittelten Niederschlagshöhen und -spenden des KOSTRA-DWD zeigt, dass es sich um ein Ereignis mit einer Wiederkehrzeit deutlich jenseits der 100 Jahre handelt (D = 15 Minuten; T = 100 Jahre → 31 mm). Als Tagesniederschlagssumme ergeben sich bei diesem außergewöhnlichen Starkregenereignis 91,3 mm. Auch diese Niederschlagshöhe liegt im Vergleich mit den KOSTRA-Werten immer noch knapp über den Niederschlagshöhen eines „Jahrhundertregens“ (D = 24 Stunden; T = 100 Jahre → 90 mm).

9. Überflutungsvorsorge im ländlichen Raum: Analysen und Empfehlungen

Die Ausarbeitungen zeigen, dass sich die in den Leitfäden beschriebenen Vorgehensweisen auch im ländlichen Raum anwenden lassen. Aus der Bearbeitung der zwei Beispielgebiete haben sich folgende Ergebnisse und Empfehlungen ergeben:

9.1 Ermittlung und Einstufung der Überflutungsgefährdung

Die Ermittlung der Überflutungsgefährdung zeigt, dass die Ursache der Überflutungsgefährdungen vorrangig veränderte, natürliche Gewässerverläufe sind. Sie wurden in der Vergangenheit in Lage und Richtung verändert, begradigt und an Straßen bzw. in Teilen der Siedlungsgebiete verrohrt und überbaut. Die Gefahrenbereiche befinden sich dementsprechend an diesen Abflusshindernissen.

- Verrohrungen und Durchlässe
Die Verrohrungen und Durchlässe sind hinsichtlich ihrer Abflusskapazität unter den verschiedenen Starkregenszenarien zu prüfen und gegebenenfalls zu ertüchtigen (T = 2 a, T = 20 a, T = 100 a). Vorausgesetzt ist eine ordnungsgemäße Wartung, die eine Verklausung oder Verlegung verhindert.
- Geländesenken
Die Überflutungsgefährdung infolge von Geländesenken ist in den Hangregionen der ländlichen Gebiete von untergeordneter Bedeutung. Sie befinden sich fast ausschließlich entlang der Hauptgewässer und sind dann Ursache von Gefährdungen, wenn sich Wohnbebauungen in der Tallage befinden.

Auf diese Stellen sollte beim ersten Schritt der Ermittlung und Einstufung der Überflutungsgefährdung in der örtlichen Gefährdungsabschätzung besonders geachtet werden.

9.2 Abschätzung und Bewertung des Schadenspotenzials

Bei der Ermittlung und Klassifizierung der Schadenspotenziale zeigt sich, dass im ländlichen Raum eine detaillierte Abstufung in verschiedene Schadenspotenzialklassen aufgrund häufig fehlender Gewerbe- und Industriegebiete nicht differenziert genug ist (nur Wohnbebauung ausgewiesen). Besonders kritische Infrastrukturen sollten jedoch gekennzeichnet (Einzelmaßnahmen) und erhöht bewertet werden. Dies können beispielsweise Kindergärten, Schulen, Feuerwehr- oder Dorfgemeindehäuser sein.

9.3 Risikokommunikation und Starkregenvorsorge

Die sich aus der Analyse ergebenden Überflutungsrisiken sollten den Anwohnern übermittelt und daraus resultierende Schadensrisiken bewusst gemacht werden. Mittels GIS synthetisch erzeugte Fließwege sind den Anwohnern offenzulegen, damit diese die Fließwege in Eigenverantwortung an den ortsspezifischen Gegebenheiten prüfen können. Daraus lässt sich erkennen, ob ein konkretes Überflutungsrisiko besteht und ob gegebenenfalls objektbezogene Vorsorgemaßnahmen vom Grundstückseigentümer durchgeführt werden müssen.

Bei der Planung und Erschließung neuer Baugebiete sollte das Thema Starkregen mit berücksichtigt und eingebunden werden, um Abflussbehinderungen bzw. Abflussbeschleunigungen durch Bodenversiegelung präventiv entgegen zu wirken. Die natürlichen Gewässerläufe dürfen in Zukunft nicht weiter nachteilig verändert werden, damit die Vorflut gewährleistet werden kann.

9.4 Empfehlungen für weitergehende Untersuchungen

Das Ergebnis der Risikoanalyse hängt maßgeblich von den Bewertungen und Klassifizierungen der Überflutungsgefahren und Schadenspotenziale ab. Die Grenzen, die der Einstufung in Gefahren- bzw. Schadensklassen zugrunde gelegt werden, sollten einer Sensibilitätsprüfung unterzogen werden. Es ist zu prüfen, ob sogar ortsspezifische Werte sinnvoll sind.

Es hat sich gezeigt, dass dezentrale Rückhaltmaßnahmen eine signifikante abflussmindernde Wirkung besitzen.

Literatur

- DWA (2013): Starkregen und urbane Sturzfluten – Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge. DWA-Themen T1/2013.
- DWA-M 119 (2015): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge – Analyse von Überflutungsgefährdungen und Schadenspotenzialen zur Bewertung von Überflutungsrisiken. Merkblatt (Entwurf).
- INFORMATIONEN- UND BERATUNGSZENTRUM HOCHWASSERVORSORGE RHEINLAND-PFALZ UND WBW FORTBILDUNGSGESELLSCHAFT FÜR GEWÄSSERENTWICKLUNG MBH (2013): Starkregen – Was können Kommunen tun?
- KOSTRA-DWD-2000 „Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951 bis 2000)“, CD-Rom, in Kooperation mit dem Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie (ITWH)
- KRIEGER, K., SCHMITT, T. (2015): Möglichkeiten der Risikokommunikation im Rahmen eines präventiven Risikomanagements für Starkregen und urbane Sturzfluten. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall (62), Nr. 2, S. 114–120.

Starkregengefährdung in Baden-Württemberg – von der Methodenentwicklung zur Starkregenkartierung

Michael Stölzle, Andreas Steinbrich und Markus Weiler

Zusammenfassung

Starkregenereignisse besitzen hohes Schadenspotenzial und führen neben Hochwasserereignissen auch zu Überflutungen, Sturzfluten und Erdbeben abseits von Gewässern. Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität von Starkregen ist vor allem bei kurzen Dauern von einer mangelnden Warnlage und unzureichender statistischer Information auszugehen. Für Baden-Württemberg gibt es derzeit keine landesweite Vorgabe zur Bestimmung von kleinräumigen Starkregen. Diese Studie stellt eine neue Methode zur Ableitung von räumlichen hoch aufgelösten Niederschlagshöhen für sehr große Jährlichkeiten (bis 1000 Jahre) vor. Hierfür wurden über 500 Niederschlagszeitreihen analysiert. Ein Konzept der Methode beinhaltet die konsistente Verlängerung der Zeitreihen, um mittels Extremwertstatistik verlässlichere Schätzungen von Niederschlagshöhen mit großen Jährlichkeiten zu erreichen. Neben der detaillierten Methodenbeschreibung und der Anwendung verschiedener Interpolationsverfahren werden auch erste Starkregenkartierungen ausgewertet.

1. Einführung

Konvektive Starkregen sind kleinskalige meteorologische Extremereignisse, die in kurzer Zeit große Niederschlagsmengen mit hohem Schadenspotenzial für Personen, Gebäude, Verkehr und Infrastruktur produzieren können. Bedingt durch Klimawandel und höheren Lufttemperaturen ist davon auszugehen, dass Starkregen zukünftig häufiger und mit höheren Niederschlagsintensitäten auftreten können (LEHMANN et al. 2015, YE et al. 2015). Die unmittelbaren Auswirkungen von Starkregen sind vielschichtig und reichen von Hochwasser im Vorfluter, flächenhaften Überflutungen bis hin zu Sturzfluten mit enormer Erosionskraft und Erdbeben. Steigender Siedlungsdruck führt auch dazu, dass Starkregen und ihre Auswirkungen eine fortwährende Herausforderung für die Siedlungsentwässerung darstellen. Da kleinräumige hohe Niederschlagsintensitäten zeitlich und räumlich sehr variable auftreten können, ist von einer mangelnden Warnlage für solche Ereignisse auszugehen. Für Baden-Württemberg gibt es derzeit keine landesweiten Vorgaben zur Bestimmung von kleinräumigen Starkregenereignissen in kleinen Einzugsgebieten, insbesondere bei Dauern unter einer Stunde. Die vorhandenen Hochwassergefahrenkarten geben das Gefahrenpotential nur entlang von Gewässern für Einzugsgebiete größer als 10–20 km² wieder und können die vom Gewässer unabhängigen Gefahren durch Starkregen nicht adäquat abbilden (z.B. Sturzfluten, Hangrutschungen, lokale Überschwemmungen abseits des Gewässernetzes). Da Niederschlagsdaten zudem häufig unabhängig voneinander und stationsbasiert evaluiert werden, zeigen flächenhafte Abschätzungen hoher Niederschlagsintensitäten und kurzer Dauer regional große Unsicherheiten, z.B. in Regionen mit geringer Stationsdichte oder ausgeprägter Topographie.

Diese Studie hat daher zum Ziel eine geeignete Methodik zur flächenhaften, hoch aufgelösten Starkregenkartierung in Baden-Württemberg zu entwickeln. Starkregenkartierungen bieten nicht nur die Ausgangslage für flächenhafte hydrologische Abflussmodellierungen, sondern dienen auch dazu, Behörden und Bürgern Informationen zur lokalen Risikoabschätzung der Starkregengefährdung bereitzustellen. Die Herausforderung liegt dabei darin, den räumlich heterogenen Bestand an Niederschlagsstationen mit variabler Datenlänge für den stark

gegliederten Naturraum Baden-Württemberg konsistent aufzubereiten. Die Kartierung basiert auf abgeleiteten Niederschlagsmengen für verschiedene Dauerstufen und Jährlichkeiten ($T=30$, 100 und 1000 Jahre). Dabei werden Extremwertverteilungen (z.B. Exponentialverteilung) an zunächst sehr unterschiedlich lange Zeitreihen angepasst. Um die Anpassung zu verbessern wird die Beobachtungszeitreihe der Stationen konsistent verlängert und Regionen mit gleichem oder ähnlichem Niederschlag um die Stationen herum ausgewiesen. Für den Übergang von Punkt- zu Flächeninformationen werden im Rahmen der Studie verschiedene Interpolationsverfahren getestet. Zum einen wird eine multiple lineare Regression angewandt um mit Höheninformation Niederschlagsmengen auf die gerasterte Landesfläche zu übertragen. Daneben kommt ein „Region of Influence“-Ansatz zur Anwendung, welcher Umhüllungen gleichen Niederschlags zwischen ähnlichen Niederschlagsstationen bestimmt und miteinander verschneidet.

2. Entwicklung der Methodik

2.1 Ereignistabelle für Starkregenereignisse

Ausgangspunkt für die Starkregenkartierung sind Niederschlagsaufzeichnungen in 1-Minuten bzw. 5-Minuten-Werten, welche aus verschiedenen Datensätzen von 518 Niederschlagsstationen zusammengefasst worden sind. Die Daten entstammen aus drei Quellen: a) 215 DWD-Stationen mit 1-Minuten-Auflösung, b) 70 LUBW-Stationen mit 1-Minuten-Auflösung und c) 233 NIEDSIM-Stationen (RUF & MATT 2008) mit 5-Minuten-Auflösung. Um auch an den Landesgrenzen eine konsistente Kartierung zu entwickeln, sind auch DWD-Stationen aus Bayern, Hessen und Rheinland-Pfalz berücksichtigt worden.

Die aufbereiteten Rohdaten sind die Grundlage zur Erstellung von Ereignistabellen basierend auf den 2% der größten täglichen Niederschlagsereignisse für die jeweilige Dauerstufe mit Andauern von 5, 10, 15, 30, 45, 60, 90, 120, 180, 240, 300, 360, 720 und 1440 Minuten. Die Niederschlagsmengen der Ereignisse werden absteigend sortiert und auf ihre zeitliche Unabhängigkeit überprüft (mindestens ein Tag zwischen zwei Ereignissen). Ereignistabellen von Zeitreihen am gleichen Ort aus unterschiedlichen Quellen wurden vereinigt und wiederum entsprechend der zeitlichen Unabhängigkeit bereinigt, um abschließend die ranghöchsten unabhängigen Niederschlagsereignisse verschiedener Dauerstufen für jeden Ort zu erhalten. Im Rahmen der Plausibilisierung wurden zunächst Datenqualitätsmerkmale der Datensätze (Wartung, Ausfall, Behälterüberfüllung etc.) ausgewertet, um nicht plausible Niederschlagsaufzeichnungen zu entfernen. Ereignisse aus Jahren mit überdurchschnittlicher Niederschlagssumme ($>3\sigma$) wurden entfernt. Die Stationsvereinigung resultierte in einem Datensatz von 364 Niederschlagsereignistabellen mit eindeutigem distinktem Raumbezug. Die Berechnung der Anzahl der Stationsjahre für jede Stationen basiert auf dem Kalenderjahr des ersten und letzten Niederschlagsereignis der Datenreihe in der Ereignistabelle. Da Stationen mit weniger als 4 Stationsjahren zu wenige Niederschlagsereignisse für eine verlässliche Bestimmung des Erwartungswerts erhalten und zudem häufig sehr hohe Variabilität der jährlichen Niederschlagssummen aufzeigen, wurden diese Stationen von der weiterführenden Analyse der Daten ausgeschlossen (insgesamt 12 Stationen). Abbildung 1 gibt einen Überblick zu den verwendeten Datenzeitreihen.

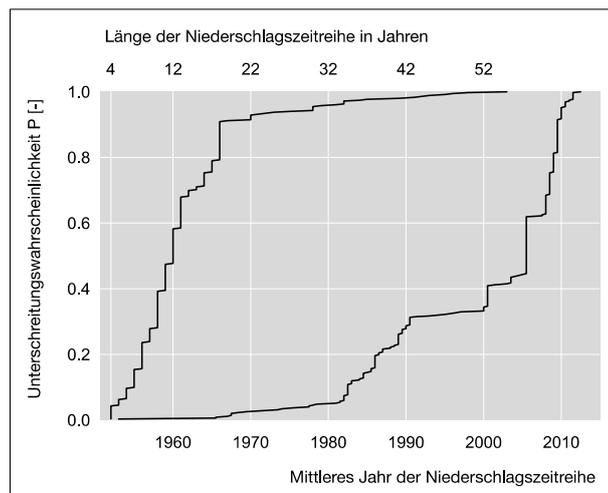


Abb. 1: Übersicht zu den verwendeten Niederschlagsdaten. Kumulierte Häufigkeiten des mittleren Jahres und der Anzahl der Jahre aller 352 Niederschlagsstationen.

2.2 Empirische Jährlichkeiten

Aufgrund der Datenlage werden partielle, nicht jährliche Serien erzeugt, um die Anzahl der Starkregenereignisse zu erhöhen, den Einfluss von Fehljahren zu reduzieren und generell Vergleichbarkeit zwischen Stationszeitreihen zu erhalten. Gemäß der statistischen Analyse bei partiellen Serien werden die Stichprobenelemente geschätzten Jährlichkeiten zugeordnet (ATV 1985):

$$T(k) = \frac{L+0,2 M}{k-0,4 L} \quad (1)$$

wobei k den Rang mit 1 als größter und $k = L$ als kleinster Wert der Stichprobe, M die Länge der Stichprobe und L den Stichprobenumfang entspricht. Für die partiellen Serien mit den Niederschlagsereignissen wird die e -fache Anzahl Starkregenjahre als Anzahl der zu berücksichtigenden größten Ereignisse extrahiert:

$$L = \exp(1)M \quad (2)$$

Aus den empirischen Jährlichkeiten kann für jede Station der Erwartungswert E_D der Niederschlagsmenge mit einer bestimmten Jährlichkeit $T = 1a$ für jede Dauerstufen bestimmt werden. In einer Metainformationstabelle werden für alle Stationen Identifier, geographische Lage, Höheinformation, Information über zusammengefügte Zeitreihen an einem Ort, Beginn und Ende der Datenreihe, die Anzahl Stationsjahre und die empirischen Erwartungswerte E_D vorgehalten. Die Ermittlung der Extremwertverteilungen für jede Station erfolgt entsprechend ATV (1985) für jede Dauerstufe unter Berücksichtigung zeitlich unabhängiger Ereignisse. Hieraus werden Niederschlagshöhen für die unterschiedlichen Dauerstufen mit den Jährlichkeit 30, 100 und 1000 Jahren für jede Station ermittelt.

2.3 Höhengewichtetes Distanzmaß

Aufgrund der ausgeprägten Topographie Baden-Württembergs müssen nicht nur horizontale Stationsabstände, sondern auch Höhenabstände zwischen den Stationen bei der Übertragung von Informationen zwischen Stationen berücksichtigt werden. Zur Bestimmung der Rangfolge der umliegenden Stationen kommt ein von der LUBW entwickeltes Konzept zur höhengewichteten Entfernung zwischen meteorologischen Stationen zum Einsatz (BREMICKER & SIEBER 2007). Die höhengewichtete Entfernung als Distanzparameter D_h errechnet sich dabei aus:

$$D_h = d [1 + \text{abs}(\Delta h/P_1)^{P_2}] \quad (3)$$

wobei d den horizontalen und Δh den vertikalen Abstand zwischen zwei Stationen beschreibt. Der Parameter P_1 setzt die Höhendifferenz fest, bei welcher der Gewichtungsfaktor den Wert 2 annimmt, der Parameter P_2 steuert die Form der Gewichtungsfunktion. Für den alpinen Raum wird von BREMICKER & SIEBER (2007) für Parameter $P_1 = 500$ m und Parameter $P_2 = 1,0$ vorgeschlagen, um für jede 500 m Höhendifferenz eine Vergrößerung der horizontal Entfernung um einen Faktor zu bewirken. Die Parameter P_1 wurden im Rahmen dieser Studie spezifisch für Baden-Württemberg angepasst auf 100 m festgesetzt, um auch geringere Höhenunterschiede umliegender Stationen selbst bei geringer horizontaler Distanz berücksichtigen zu können. Parameter P_2 wurde auf den Wert 4 festgesetzt, um mit ansteigenden Höhenunterschieden den Distanzparameter D_h überdurchschnittlich zu erhöhen.

2.4 Verlängerung der Stationsjahre mithilfe von Tochterstationen

Die erste Auswertung zeigt, dass 75 % der Stationen mehr als 9 Stationsjahre, 50 % mehr als 12 und 25 % mehr als 16 Stationsjahre aufweisen (Abbildung 1). Die Anpassung von Extremwertverteilungen an Niederschlagsdaten wird aber – insbesondere bei großen Jährlichkeiten – maßgeblich von der Länge der verwendeten Datenreihe beeinflusst. Um die Datenreihen einzelner Stationen zu verlängern, wurde ein Konzept zur Übertragung von Niederschlagsereignissen zwischen Stationen für Baden-Württemberg entwickelt. Jede Station tritt dabei als sogenannte Mutterstation auf, welche Information über Niederschlagsereignisse von umliegenden Tochterstationen erhält, um die Anzahl der Ereignisse 100 Stationsjahren entsprechend zu erhöhen (Abbildung 2, Schritt 1). Basierend auf dem „Region of Influence (ROI)“-Ansatzes (BURN 1990) wird ein Distanzparameter bestimmt, mit dem für jede Mutterstation eine bestimmte Anzahl von Tochterstationen aus einer Region selektiert wird. Der ROI-Ansatz verzichtet explizit auf eine eindeutige Abgrenzung der Regionen um die Mutterstationen, vielmehr treten Überschneidungen der ROI-Umhüllenden auf, je nach Lage und Anzahl der Mutter- und Tochterstationen (Abbildung 2, Schritt 2 und Abbildung 6). Somit kann die gleiche Tochterstation für verschiedene Mutterstationen herangezogen werden, durch die Überlagerung der ROI-Umhüllenden entstehen eine Vielzahl von Layern mit Niederschlagsinformation. Näherliegende Tochterstationen können also aufgrund der Höhendifferenz zur Mutterstation einen tieferen Rang erhalten (Abbildung 2, Schritt 3).

Zur Ermittlung der empirischen Erwartungswerte werden die empirischen Jährlichkeiten genutzt (Gleichung 1, Abbildung 2: Schritt 4 und 5). Die Übertragung von Ereigniswerten von

Tochter- auf Mutterstation erfolgt mittels eines Faktors f (Abbildung 2, Schritt 6). Besitzen Tochter- und Mutterstation den gleichen empirischen Niederschlags Erwartungswert E_D für eine Dauerstufe, dann ist der Übertragungsfaktor für die Ereignismengen gleich ($f = 1$). Ist der Erwartungswert der *Tochterstation* größer bzw. kleiner, werden die Ereignisse vermindert ($f < 1$) bzw. erhöht ($f > 1$).

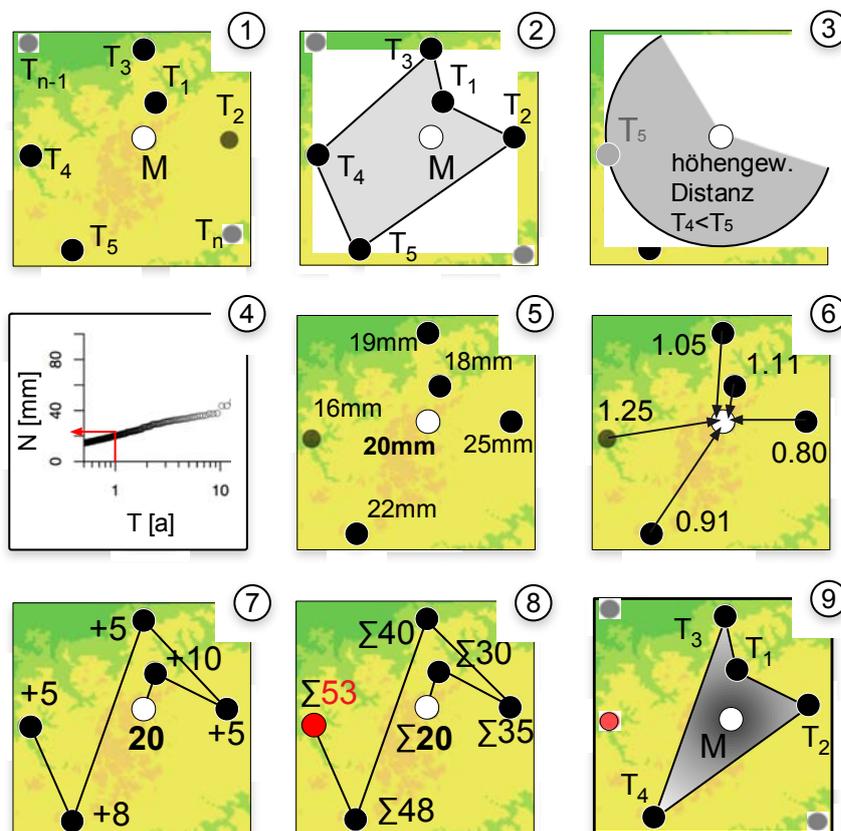


Abb. 2: Schema zur Auffüllung der Stationsjahre auf exemplarische 50 Stationsjahre. (1) Auswahl möglicher Tochterstationen, (2) Identifikation der Tochterstationen um mindestens 50 Stationsjahre in der Summe zu erhalten, (3) höhengewichtete Distanz kann Rangfolge der Tochterstationen verändern, (4) Auslesen des Erwartungswertes $T=1a$ aus den empirischen Jährlichkeiten, (5+6) Berechnung der Übertragungsfaktoren aus den Erwartungswerten, (7) Verkettung der Ereignistabellen gemäß der Ränge der Tochterstationen, (8) Übertragung von vollständigen Ereignistabellen der Tochterstationen bis 50 Stationsjahre möglichst genau erreicht werden, (9) Bestimmung der ROI-Umhüllenden für die Mutterstation M.

Die Übertragung von Ereignistabellen der Tochter- auf die Mutterstationen erfolgt in der Reihenfolge der aufsteigenden Distanzparameter aus der ROI (Gleichung 3, Schritt 7). Die Übertragung wird unter Berücksichtigung der zeitlichen Unabhängigkeit der Ereignisse durchgeführt, bei Abhängigkeit wird nur das größte Ereignis aller ROI-Stationen verwendet. Da zum Erhalt der Konsistenz nur vollständige Ereignistabellen der Tochterstationen verwendet werden können, entstehen bei der Auffüllung der Ereignistabellen der Mutterstation Unter- und Überschreitungen der erwünschten 100 Stationsjahre. Es werden solange vollständige Ereignistabellen umliegender Tochterstationen auf die Mutterstation übertragen, bis

die Differenz auf 100 Stationsjahre minimal ist (Abbildung 2, Schritt 8). Dies führt für gesamt Baden-Württemberg und die 352 Stationen zu einer mittelwert-treuen Auffüllung auf $99,3 \pm 5.7$ Stationsjahre (± 1 Standardabweichung). Die erzeugte ROI-Umhüllende wird der Mutterstation zugewiesen (Abbildung 2, Schritt 9). Die Auswertung aller Umhüllenden führt dann zu einer flächenhaften Niederschlagsinformation.

Der Abschluss der Plausibilisierung erfolgt durch die graphische Validierung der empirischen Jährlichkeiten $T(k)$ und der Niederschlagshöhen über alle Dauerstufen. Hierbei wurden für jede Dauerstufe alle extrahierten Niederschlagsereignisse aller Stationen im gesamten Landesgebiet ($n=35278$ mit Test auf zeitliche Unabhängigkeit) gegen die empirischen Jährlichkeit geplottet, um Stationen und Ereignisse mit besonderen Niederschlagsmengen zu detektieren. Wie bei vielen Extremwertuntersuchungen muss ein Kompromiss zwischen der Eliminierung von Ausreißern (und somit möglicherweise wichtiger Informationen) und der Reliabilität der Anpassung der Extremwertverteilung (als Grundlage zur Ermittlung der Niederschlagshöhen für verschiedene Jährlichkeiten) gefunden werden. Hierbei kam auch ein statistischer Ansatz zur Ermittlung der PMP (*probable maximum precipitation*, NAOO 2013) zum Ansatz. Es konnten dabei einige wenige Überschreitungen der PMP für kurze Dauerstufen identifiziert werden. Da die PMP jedoch statistisch und nicht physikalisch bestimmt wurde und zudem mit einem Anstieg der PMP zu rechnen ist (KUNKEL et al. 2013), wurden die Überschreitungen nicht als Ausreißer gewertet. Mithilfe des graphischen Verfahrens wurden zwei Stationen mit kurzen Datenzeitreihen und Ereignissen über 900 mm/h (Dauerstufe 5 Minuten) und einige weitere Ereignisse, welche untypischen Ereignisverlauf aufwiesen (Blockregen oder mehrmaliges Auftreten der gleichen maximalen Niederschlagsintensität während eines Ereignisses), entfernt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Stationsdichte und Stationsjahre

Starkregenzellen besitzen je nach Ereignischarakteristika eine Ausweitung von 10 bis 30 km² und bestehen bis zu 30 Minuten, oft aber auch nur für einige wenige Minuten (DE LANNOY et al. 2005). Neben der hohen zeitlichen Auflösung der Niederschlagsmessung ist deswegen auch die räumliche Stationsdichte maßgeblich, um auch kleine Starkregenzellen erfassen zu können. Hierfür wurde für ein 500m-Raster in Baden-Württemberg untersucht, wie viele umliegende Niederschlagsstationen nötig sind, um Niederschlagsereignisse entsprechend 100 Stationsjahren auf die Rasterzelle zu projizieren. Auch von Interesse ist, wie weit diese Stationen im Durchschnitt für jede Rasterzelle entfernt sind. Wie Abbildung 3 zeigt, sind im Mittel 8 Niederschlagsstationen nötig, um bei einer durchschnittlichen Entfernung von etwa 16 km auf alle beteiligte Stationen, jede Rasterzelle mit 100 Stationsjahren zu verknüpfen. Es wird dabei deutlich, dass die Auffüllung der Stationen von der räumlichen Verteilung der Stationen, aber auch von deren Zeitreihenlänge abhängig ist.

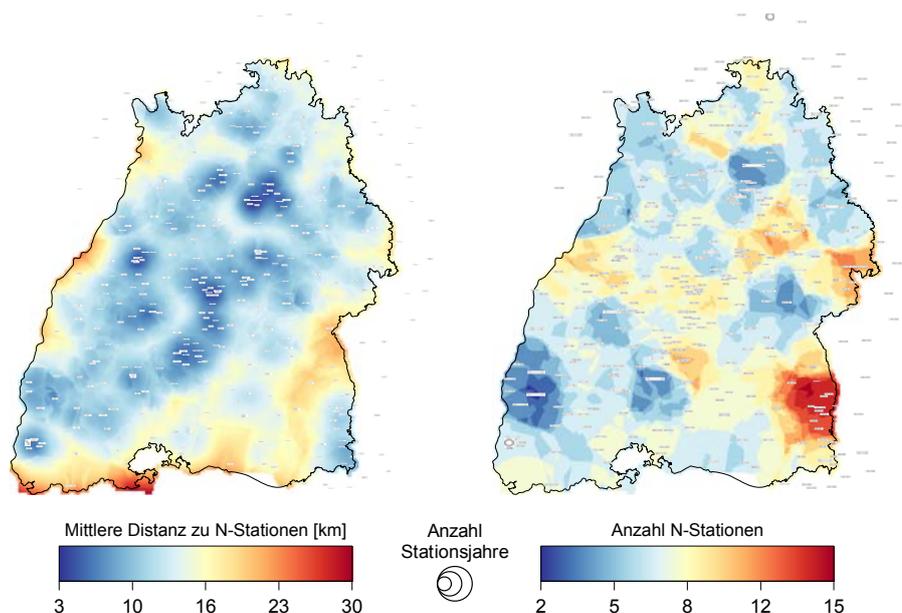


Abb. 3: Wie viele Niederschlagsstationen bei welcher mittleren Entfernung wären nötig, wenn jede 500m-Rasterzelle auf 100 Stationsjahre aufgefüllt werden würde? Es wird nur die horizontale Distanz berücksichtigt.

3.2 Anpassung der Extremwertverteilung

An die Niederschlagsdaten der partiellen Serien der auf 100 Stationsjahre erweiterten Mutterstationen wurde eine Exponentialverteilung angepasst, um für die Jährlichkeiten 30, 100 und 1000 Jahre die entsprechenden Niederschlagsmengen je Dauerstufe abzuleiten. In Abbildung 4 ist für eine Station exemplarisch die Anpassung der Verteilung für i) die Originaldaten der Station mit 10 bzw. 18 Stationsjahren und ii) für den erweiterten Datensatz mit 100 Stationsjahren dargestellt. Es wird deutlich, dass unterschiedlichen Stationsdaten für verschiedene Dauerstufen zu höheren bzw. niedrigeren Abschätzungen der Niederschlagsmenge (Jährlichkeit $T = 100a$) führen und bei noch höheren Jährlichkeiten auch Schätzung und Konfidenzintervalle voneinander unterschiedlich sind. Es kann aufgrund der Konfidenzintervalle von einer konsistenteren Anpassung mit geringerer Unsicherheit bei längeren Zeitreihen ausgegangen werden. Die jeweils abgeleiteten Niederschlagsmengen können etwa bei einer Jährlichkeit von $T = 100$ Jahren insbesondere bei kürzeren Dauerstufen um den Faktor 2 und mehr variieren.

3.3 Starkregenkartierung und Validierung

Für eine erste Kartierung der Niederschlagshöhen der Starkregen wurde ein Digitales Geländemodell von Baden-Württemberg genutzt (500m Rasterzellenweite). Mittels multipler lineare Regression der Prädiktoren geographische Länge, Breite und Stationshöhe wurde für jede Rasterzelle mit den 15 umliegenden Stationen (basierend auf der horizontalen Distanz) eine Kartierung für drei Dauerstufen und die Jährlichkeit $T=100a$ erstellt (Abbildung 5).

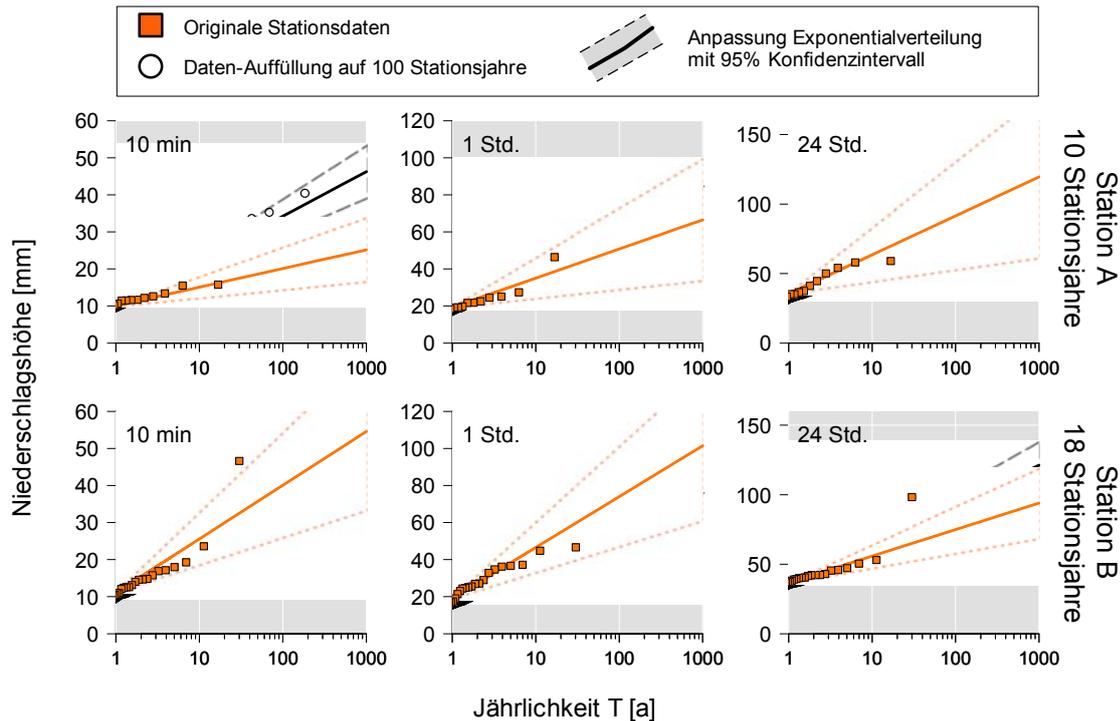


Abb. 4: Beispielhafte Anpassung einer Exponentialverteilung an die Originaldaten einer Station (Quadrat-Symbol, orange) und an die auf 100 Stationsjahre aufgefüllte Station (Kreis-Symbol, schwarz), für 3 verschiedene Dauerstufen und zwei Stationen A und B mit ursprünglich 10 und 18 Stationsjahren.

Da die wirklichen Niederschlagshöhen in der Fläche unbekannt sind, ist eine Validierung der Kartierung aufwendig, wird aber noch durch Kreuzvalidierung durchgeführt. Bei längeren Dauerstufen paust sich wie erwartet die Topographie Baden-Württemberg durch, hier sind Staulagen am Schwarzwald, der Schwäbischen Alb und im Alpenvorland zu erwarten. Für kürzere Dauern sind einige „hotspots“ identifizierbar, wie beispielsweise in Nordost-Baden-Württemberg und nördlich des Bodensees.

Neben der Kartierung mit einem Interpolationsverfahren basierend auf einer Regression wurde auch getestet, in wieweit mit Hilfe des ROI-Ansatzes mit Umhüllungen um jede Mutterstation Punktinformation flächenhaft aufbereiten werden kann. Hierbei wird ersichtlich, dass der Algorithmus bisher einige Regionen in Baden-Württemberg nicht abdecken kann (Abbildung 6). Die Stationsdichte in den Randbereichen im Südwesten Baden-Württembergs (Hochrhein, Grenze zum Elsass) könnte durch zusätzliche Niederschlagsdaten erhöht werden. Durch das höhengewichtete Distanzmaß werden keine Informationen übertragen, wenn zu große Höhendifferenzen zwischen den Stationen vorliegen (z.B. Schwarzwald, Schwäbische Alb). Es ist jedoch auch ersichtlich, dass die Überlagerung der ROI-Umhüllungen und die jeweils spezifische Niederschlagsmenge Grundlage für eine verbesserte Interpolation von Niederschlagsdaten im Raum darstellen kann.

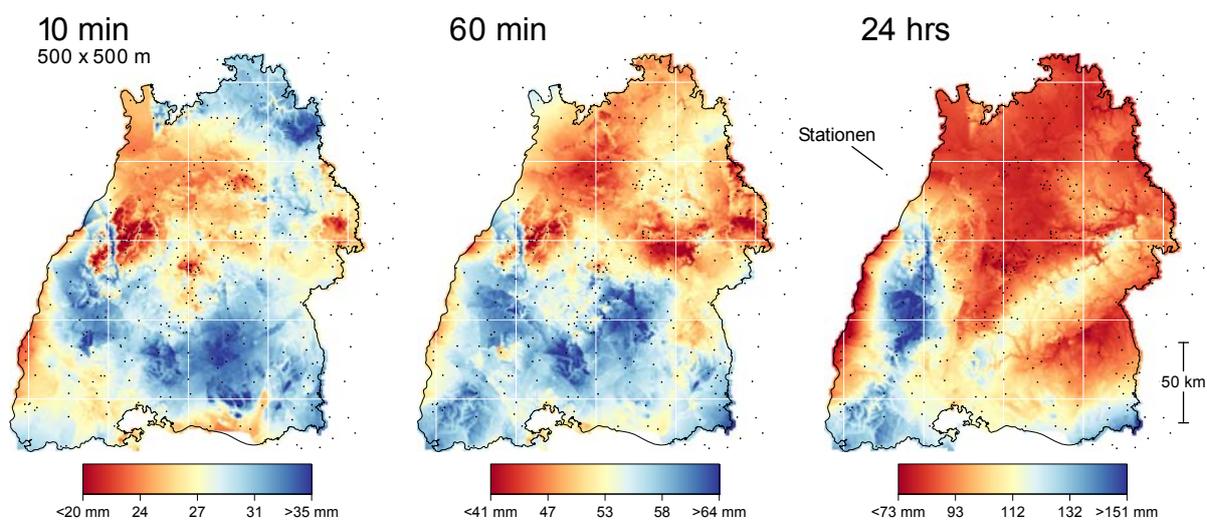


Abb. 5: Starkregenkartierung für Baden-Württemberg für drei ausgewählte Dauerstufen bei der Jährlichkeit $T = 100$ Jahre. Grundlage sind 352 Stationen mit Niederschlagsereignissen aus je 100 Stationsjahren. Die Niederschlagshöhen der festgelegten Jährlichkeit wurde aus der Exponentiellen Extremwertverteilung bestimmt.

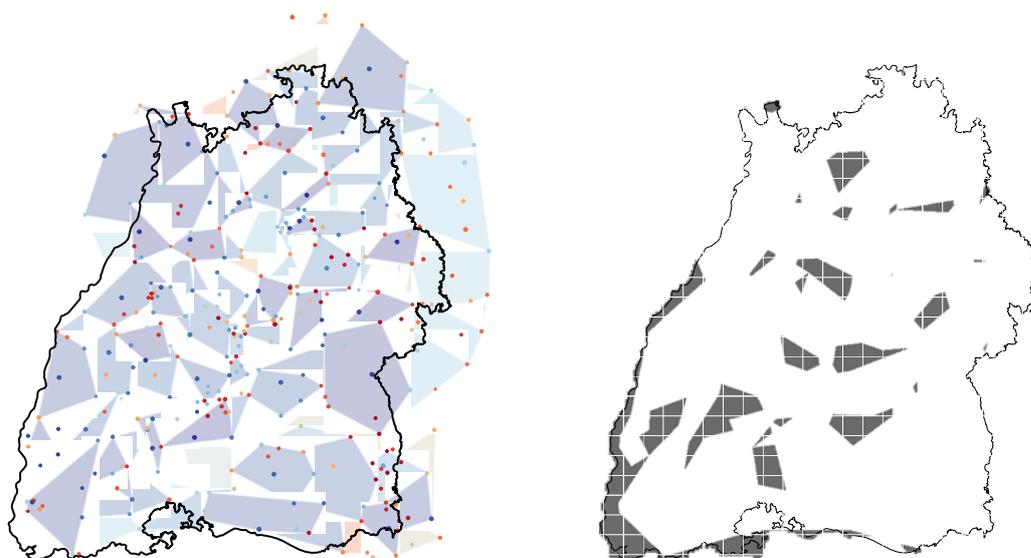


Abb. 6: Linke Seite: Lage und Form der ROI-Umhüllenden um 352 Niederschlagsstationen (Punkte) in einem Schema für Baden-Württemberg. Blaue, orange, rote Umhüllungen (bzw. Punkte) stehen relativ für viele, durchschnittliche und wenige Stationsjahre der Originalstation. Rechte Seite: Daraus resultierende Regionen ohne ROI-Umhüllende (schattiert).

4. Schlussfolgerung

Ziel der Studie war es eine konsistente Methode zu entwickeln, um heterogene Niederschlagszeitreihen in räumlich hochaufgelöste Starkregenkartierungen zu überführen. Die Erweiterung der Stationszeitreihen auf einheitliche 100 Stationsjahre verbessert die Abschätzung von Niederschlagssummen bei hohen und sehr hohen Jährlichkeiten. Die naturräumliche Ähnlichkeit einer Region kann auf Niederschlagsstationen übertragen werden, um

Regionen gleicher oder ähnlicher Niederschlagseigenschaften auszuweisen. Die Studie zeigt, dass die räumliche Heterogenität der Stationsdichte zwar bestehen bleibt, die Variationen der Zeitreihenlängen aber durch das Auffüllen aller Zeitreihen auf vergleichbare Länge erfolgen kann. Da Starkregenereignisse spezifische Saisonalität aufweisen können, wird die entwickelte Methode im Fortlauf der Projekts getrennt für Sommer- und Winterhalbjahr angewandt. Die entwickelten Interpolationsverfahren werden verfeinert und einer Validierung unterzogen.

Danksagungen

Die Niederschlagsdaten wurden von der LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) im Rahmen des Projekts „Generierung von konsistenten Grundlagendaten zur Berechnung von Starkregenereignissen für eine Starkregengefahrenkartierung in Baden-Württemberg“ bereitgestellt.

Literatur

- ATV (1985): Niederschlag – Starkregenauswertung nach Wiederkehrzeit und Dauer. ATV-Regelwerk Abwasser und Abfall, Arbeitsblatt A 121.
- BREMICKER, M. & A. SIEBER (2007): Weiterentwicklung des LARSIM-Interpolationsverfahren für meteorologische Daten, Landesanstalt für Umwelt, Natur und Messung Baden-Württemberg. LUBW, Abt. 43.2, unveröffentlicht.
- BURN, D. (1990): Evaluation of Regional Flood Frequency Analysis With a Region of Influence Approach. *Water Resources Research* 26(10), 2257–2265.
- DE LANNOY, G., VERHOEST, N. & F. DE TROCH (2005): Characteristics of rainstorms over a temperate region derived from multiple time series of weather radar images, *J. Hydrol.*, 307(1-4), 126–144.
- KUNKEL, K., KARL, T., EASTERLING D., REDMOND, K., YOUNG, J., YIN, X. & P. HENNON (2013): Probable maximum precipitation and climate change, *Geophys. Res. Lett.*, 40(7), 1402–1408, doi:10.1002/grl.50334, 2013.
- LEHMANN, J., COUMOU, D. & K. FRIELER (2015): Increased record-breaking precipitation events under global warming, *Climatic Change*, 132(4), 517–518, doi:10.1007/s10584-015-1466-3, 2015.
- NOAA (2013): National Oceanic and Atmospheric Administration, Precipitation-Frequency Atlas of the United States, U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Weather Service, , Atlas 14, Volume 8.
- RUF, J. & W. MATT (2008): Niederschlagsreihen für die Langzeitsimulation (NIEDSIM), LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Ref. 41.
- YE, H., FETZNER, E. J., WONG, S., BEHRANGI, A., YANG, D & B. LAMBRIGTSON (2015): Increasing atmospheric water vapor and higher daily precipitation intensity over Northern Eurasia, *Geophys. Res. Lett.*, n/a–n/a, doi:10.1002/2015GL066104, 2015.

Stärkung der Vorsorge vor starkregenbedingten Überschwemmungen – Erfahrungen aus der Praxis am Beispiel der Stadt Lübeck

Inga Frerk, Thomas Einfalt, Barbara Schäfers,
Sebastian Schlauß und Matthias Grottker

Zusammenfassung

Bei extremen Niederschlägen treten kleinräumig urbane Sturzfluten auf. RainAhead ist ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit gefördertes kommunales und regionales Leuchtturmprojekt für die Anpassung an den Klimawandel mit dem Ziel, die Entwässerungssituation planerisch zu entlasten, zukünftige Extremereignisse besser zu bewältigen und kurzfristig vor solchen Ereignissen zu warnen. Auf Basis räumlich hochaufgelöster Kurzzeit-Vorhersagen starker Niederschläge werden gezielte Warnungen, z.B. für die Feuerwehr, generiert. Planung und Eigenvorsorge werden durch verschiedene Simulationen aktueller und zukünftiger, klimawandelbeeinflusster Abflüsse und Überflutungen sowie Maßnahmenkataloge gestärkt. Dabei wurden für Pilotgebiete ein höchst detailliertes gekoppeltes 1D-2D Kanalnetz-Oberflächenmodell verwendet und zusätzlich für das gesamte Lübecker Stadtgebiet eine GIS-Fließweganalyse durchgeführt.

1. Einleitung

RainAhead ist ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit gefördertes kommunales und regionales Leuchtturmprojekt für die Anpassung an den Klimawandel (Fördernummer 03DAS014, EINFALT et al. 2014). Es dient dazu, Verwaltung, Infrastrukturträger und Bevölkerung der Stadt Lübeck besser auf Starkregenbedingte Überschwemmungen vorzubereiten. Zum Ende des dreijährigen Projektes können jetzt Kernpunkte, Erfolge und Schwierigkeiten benannt und Hinweise zur praktischen Umsetzung gegeben werden, die in hohem Maße auf andere Kommunen übertragbar sind.

Kerninhalte des Projektes sind

- Erfassung der städtischen Daten für die Erstellung einer Starkregengefahrenkarte
- Berechnung der überflutungsgefährdeten Örtlichkeiten für zwei Pilotgebiete in Lübeck
- Berücksichtigung des zu erwartenden Klimawandels
- Darstellung der Maßnahmen zur Reduzierung des Überflutungsrisikos
- Aufbau eines radarbasierten Warnsystems vor Starkregen
- Erstellung eines GIS-basierten Planungssystems
- Pilotartige Einbeziehung von Bürgern in die Planung

Daneben wurden wertvolle Ansatzpunkte zur Überwindung von Hemmnissen bei der konkreten Durchführung von Maßnahmen in der Kommune gewonnen.

2. Ergebnisse und Erkenntnisse

2.1 Datenverknüpfung und -bereitstellung

Eine wesentliche Grundlage des Projektes RainAhead war die Verbesserung von Informationsflüssen und Kommunikation zwischen den beteiligten Handlungsträgern untereinander und mit der Bevölkerung. Die wichtigsten Ziele waren das Aggregieren und Aufbereiten verschiedener, bislang getrennt vorliegender kommunaler Daten in einem gemeinsamen GIS, die Ermittlung von Gefährdungen und die Stärkung der Eigenvorsorge der Bevölkerung.

Trotz vielfältiger Datenquellen, Datenformate und unterschiedlicher geografischer Aggregationen (z.B. Punktreferenzen, Adressreferenzen, Baublockreferenzen) war es möglich, die erforderlichen Daten zum Kanalnetz, den Straßenflächen, der Altersstruktur der Bevölkerung, Gefahrgütern, Altlasten, sensiblen Bauwerken, Topografie und Gewässern miteinander auf einer Plattform zu verknüpfen. Hierbei waren unterschiedliche Verwaltungsabteilungen beteiligt, die die Daten zulieferten. Mit den so erstellten räumlichen Zusammenhängen konnten die weiteren Auswertungen geführt werden.

Die räumlichen Informationen zur Empfindlichkeit einerseits und Exposition andererseits wurden so miteinander verschnitten, dass erkennbar wurde, wo auf Starkregen empfindlich reagierende Gebiete liegen und welche Gefährdungen im Überflutungsfall zu befürchten sind. Nach Gesprächen mit verschiedenen Anwendern wurden Starkregengefahrenkarten erstellt, deren Darstellungen an die Hochwassergefahrenkarten aus der Betrachtung von Flusshochwasser angelehnt sind. Eine ursprünglich anvisierte Vulnerabilitätsauswertung wurde als zu detailliert und zu praxisfern verworfen.

Um auch mit rechnerischen Methoden nicht erfassbare Kriterien wie z.B. die Kommunikation zwischen Stadtverwaltung und Bewohnern in die Betrachtung von Überflutungsgefährdungen aufnehmen zu können, wurde eine Sensitivitätsanalyse nach Frederic Vester (VESTER 2011) mit den Projektpartnern und mit weiteren Projektbeteiligten sowie Anwohnern unter der Fragestellung „Wie lassen sich negative Folgewirkungen von Starkregenereignissen in St. Lorenz Süd minimieren?“ durchgeführt. Als die Stellschrauben im System wurde der Einfluss der öffentlichen Akteure bzw. die Qualität der Präventionsplanung identifiziert. Die Umsetzung der Erkenntnisse setzt eine fachbereichsübergreifende Zusammenarbeit in der Verwaltung voraus. Nur so können die Entwässerungssituation und deren Rahmenbedingungen in B-Plänen und/oder Flächennutzungsplänen umfassend festgelegt werden und/oder ein wasserwirtschaftlicher Begleitplan verfasst werden, der ebenfalls u.a. die Überflutungssicherheit und Implementierung von Notwasserschutzkonzepten und Notwasserwegen festlegen kann. Die Bereitstellung der Erkenntnisse erfolgte u.a. durch Workshops und Maßnahmenkataloge zur Selbstvorsorge.

Da es viele Daten gibt, die in unbearbeiteter Form nicht frei zur Verfügung stehen, ergab sich der offene Punkt, der kontrovers diskutiert wurde, welche Informationen Bürgern zur Verfügung gestellt werden können. Hier waren insbesondere die Fragen der Folgehaftung für Auskünfte für die Verwaltung wichtig: Wer haftet einerseits, wenn ein Grundstück an Wert verliert, weil bekannt ist, dass es bei Starkregen überflutet werden kann; Wer haftet andererseits, wenn einem Käufer eines Grundstückes verschwiegen wird, dass das Grundstück bei Starkregen überflutet wird?

2.2 Analyse der Überflutungssituation durch Starkregen

2.2.1 Detailanalyse in Pilotgebieten

Für zwei Stadtteile (St. Lorenz Süd und Hochschulstadtteil) wurden mit MIKE FLOOD (Kopplung des 1D-Kanalnetzmodell MIKE URBAN mit dem 2D-Oberflächenmodell MIKE 21) Simulationen von Oberflächenabflüssen/Überflutungen und Kanalnetzabflüssen durchgeführt. Die Niederschlagsdaten, die den Berechnungen zugrunde liegen, wurden mit den Klimaprojektionsdaten aus downgescalten Projektionsmodellen CLM1 und 2 (BASt 2014) verglichen. Es

hat sich gezeigt, dass die verwendeten Daten größere Niederschlagshöhen für kurze Dauerstufen liefern. Somit ist die Änderung des Klimawandels bereits in den Ergebnissen mit entsprechenden Sicherheiten enthalten

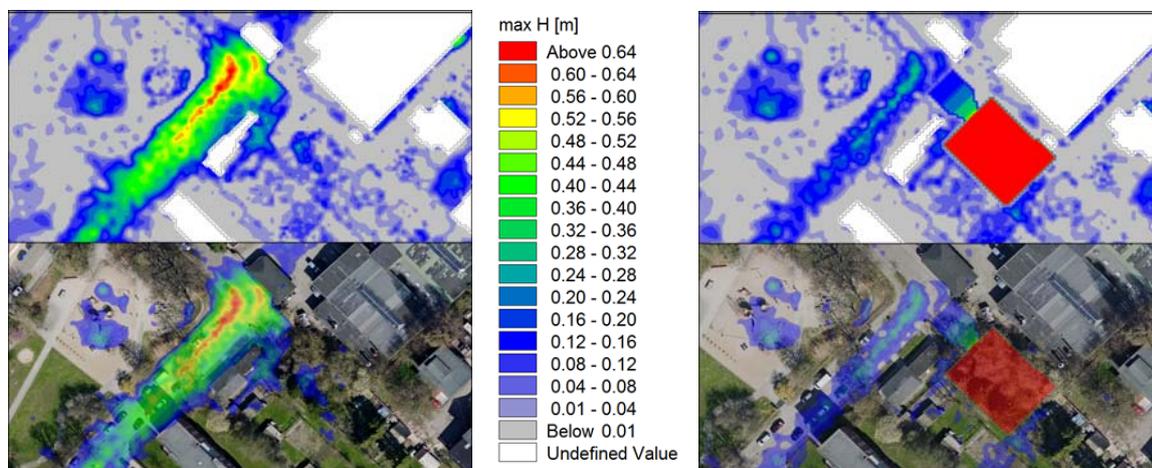


Abb. 1: Überflutungssituation vor (links) und nach (rechts) einer Maßnahme (Speicherbauwerk in rot). Oben jeweils Ergebnisse im Berechnungsgitter, unten mit Orthofotos der Entsorgungsbetriebe Lübeck (EBL) nach (LUERS 2015).

In Abbildung 1 ist die Implementierung einer Maßnahme zur Entschärfung der Überflutungssituation beispielhaft dargestellt. Der maximale Wasserstand auf der Straße konnte halbiert und die Menge des Wassers auf der Straße um 2/3 reduziert werden.

Für den ab 2000 neu gebauten Hochschulstadtteil wurde überprüft, in welchem Umfang geplante Maßnahmen zur wassersensiblen Stadtentwicklung, z.B. zu Notwasserwegen, umgesetzt wurden. Es wurden nicht "starkregensichere" Umsetzungen identifiziert und gezeigt, dass der vorgesehene Notwasserweg nur teilweise seiner Funktion gerecht wird, da die umgesetzten Geländehöhen nicht der vorgesehenen Fließrichtung im Überflutungsfall entsprechen. Insgesamt sind dort jedoch umfassende Maßnahmen wie Rückhalteräume und Versickerungsanlagen dezentral über den Stadtteil verteilt angelegt, die einen hohen Schutz und eine hohe Robustheit gegenüber Überflutungen durch Starkregen bieten.

2.2.2 Stadtgebietsweite GIS-Analyse

Für das gesamte Stadtgebiet wurde eine einfache GIS-basierte Übersicht über Senken und Fließwege auf Basis von Laserscandaten mit 1x1 m Auflösung erstellt (Abbildung 2). Diese wurde hinsichtlich ihrer Aussagekraft mit den in der detaillierten Analyse (siehe Kapitel 2.2.1) erzielten Ergebnissen verglichen.

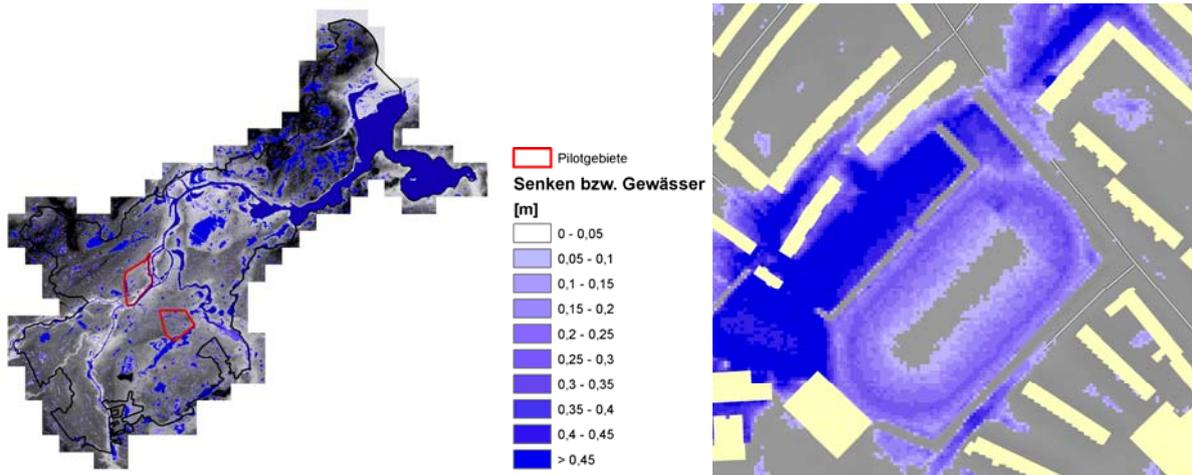


Abb. 2: Senken im Stadtgebiet der Hansestadt Lübeck. Lage der Pilotgebiete (links) und Ausschnitt (rechts).

2.3 Warnsystem

Eine räumlich und zeitlich hochaufgelöste Starkregenvorhersage (1-h Nowcasting) diente als Grundlage für die Bereitstellung von stadtteilgenauen Warnungen mit individuellen Warnschwellen für die Einsatzplanung der Feuerwehr.

2.3.1 Web-basierte Niederschlagsinformation

Das Warnsystem wurde als online-Webanwendung aufgebaut, die zum einen die gemessenen Radardaten des DWD-Radars Boostedt und zum anderen eine radarbasierte Niederschlagsvorhersage über die kommende Stunde ("Nowcasting") umfasst (TESSENDORF & EINFALT 2011).

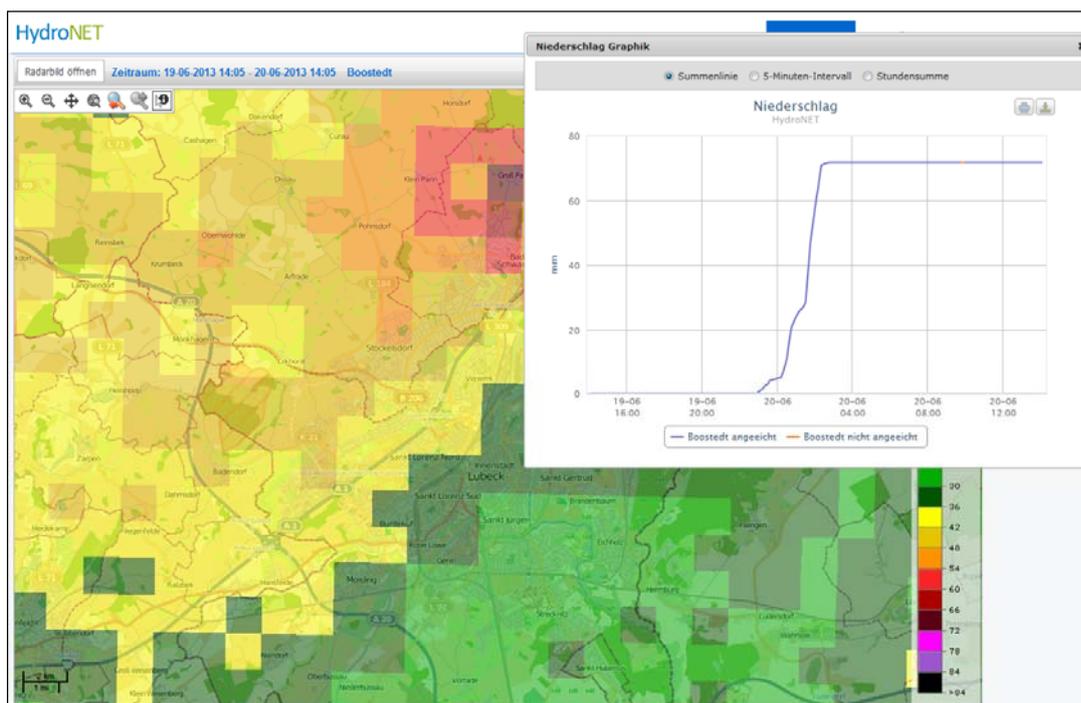


Abb. 3: Die HydroNET-SCOUT Web-Anwendung. Radar-Zoom mit Zeitreihe.

Diese Anwendung wurde auf der Basis des bereits existierenden Webportals HydroNET-SCOUT für Schleswig-Holstein implementiert (BEHNKEN et al., 2013). Hier können sowohl die Radardaten mit einer räumlichen Auflösung von 1 km x 1 km, die Vorhersage über eine Stunde als Animation und die Zeitreihen der zu Grunde liegenden Radardaten grafisch dargestellt werden (Abbildung 3).

2.3.2 Feuerwehrwarnung

Für die Festlegung der Warnschwellen für die Feuerwehr fand eine Auswertung der Feuerwehreinsätze zum Thema Starkregen für die Jahre 2009 bis 2014 mit einem Abgleich mit gemessenen örtlichen Regenmengen statt. Insgesamt gab es 174 Einsätze bei 22 Ereignissen. Um statistisch belastbare Ergebnisse zu bekommen, wurden die drei größten Ereignisse mit 137 Einsätzen detailliert ausgewertet.

Da verschiedene Örtlichkeiten in der Stadt unterschiedlich auf Starkregen reagieren, wurden räumlich variable Warnschwellen ermittelt, die eine typische Dauer von 20 Minuten und eine statistische Wiederkehrhäufigkeit von 3,3 bis 10 Jahre hatten. Der höhere Wert korrespondiert mit den Ergebnissen von EINFALT et. al. (2012), während der niedrigere besonders empfindliche Gebiete betrifft.

Die Warnschwellen werden genutzt, um für jedes Radarpixel (Abbildung 4) eine Schwellwertüberschreitung zu prüfen und gegebenenfalls eine E-Mail in die Feuerwehrleitstelle zu senden. Diese hat ein mit der Feuerwehr abgeprochenes Format und wird für eine Voralarmierung der Feuerwehrleitstelle seit Mai 2015 eingesetzt.

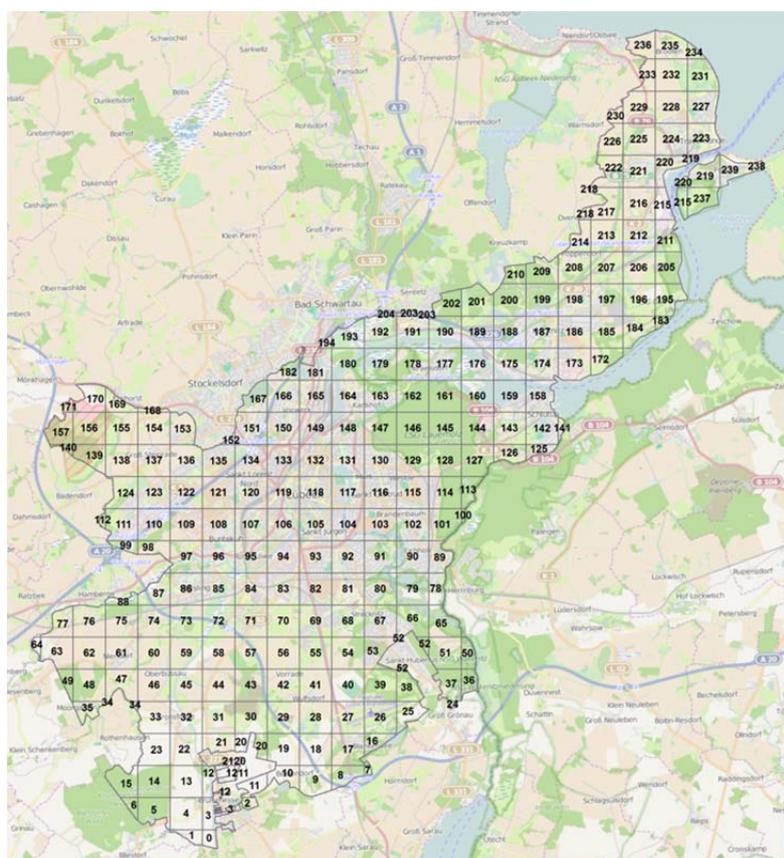


Abb. 4: Das Feuerwehr-Warnsystem. Verwendete Radarpixel über der Hansestadt Lübeck.

2.4 Weitere Erkenntnisse und Nebeneffekte

Ungeplante Erkenntnisse aus der Projektdurchführung betrafen

- Grenzen der Kommunikation verschiedener Abteilungen in der Verwaltung
- Grenzen des Interesses von Planungsbeteiligten außerhalb der Verwaltung
- Rechtliche Bedenken zur Informationsbereitstellung für die Öffentlichkeit
- Grenzen der Einbeziehung der Bürger durch einen Vester-Prozess
- Defizite in der Umsetzung der Planung
- Interesse weiterer Abteilungen der Verwaltung an den Ergebnissen

Darüber hinaus wurde geprüft, ob und wo sich mit den erhobenen Niederschlagsdaten kurzfristige Verschlechterungen der Badegewässerqualität an den Badestellen der Hansestadt Lübeck erklären lassen.

3. Fazit

Die unterschiedlichen Teilergebnisse des Projektes sind auch für andere Kommunen interessant und können, an örtliche Gegebenheiten angepasst, auch dort verwendet werden.

Literatur

- BASSt (2014): Beurteilung der Bemessung von Straßenentwässerungseinrichtungen nach RAS-Ew und RiStWag vor dem Hintergrund veränderter Temperatur- und Niederschlagsereignisse durch den Klimawandel in Deutschland bis zum Jahr 2100. Schlussbericht zum BASSt Forschungsprojekt FE-Nr. 05.0168/2011/GRB, Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch-Gladbach, 40 Seiten.
- BEHNKEN, U., EINFALT, T. & HEMPENIUS, J. (2013): Echtzeit-Abschätzung der Gefährdung durch Starkregen. Tag der Hydrologie 2013, Bern, 4.-6. April 2013.
- EINFALT, T., PFEIFER, S. & BURGHOFF, O. (2012): Feasibility of deriving damage functions from radar measurements. 9th International Workshop on Precipitation in Urban Areas, St. Moritz, 6-9 December. ISBN 978-3-906031-21-7.
- EINFALT, T., FRERK, I., JACKISCH, A., GROTTKER, M., SCHLAUSS, S., DENG, H. & SCHÄFERS, B. (2014): RainAhead – regionale Anpassung an den Klimawandel mit einem integrierten Planungs- und Warnwerkzeug für Starkregen. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 34.14.
- LUERS, S. (2015): Maßnahmenentwicklung und deren modelltechnische Überprüfung mit Hilfe eines gekoppelten 1D-2D Kanalnetz-Oberflächenmodelles für den Stadtteil St. Lorenz Süd. S. 1–83. Bachelorarbeit an der Fachhochschule Lübeck, Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, im Projekt Rain Ahead, Lübeck
- TESSENDORF A. & EINFALT T. (2011): Ensemble radar nowcasts – a multi-method approach. In: Moore J.R., Cole S.J. and Illingworth A.J. (eds.), Weather Radar and Hydrology. IAHS press 2012, UK, pp. 311–316.
- VESTER, F. (2011): Die Kunst Vernetzt zu denken – Ideen und Werkzeuge für einen neuen Umgang mit Komplexität, Der neue Bericht an den Club of Rome. 8. Aufl.: S. 1–373. dtv Verlag GmbH & Co KG, München

Starkniederschlagsrelevante Wetterlagen und Zugbahnen von Tiefdruckgebieten

Michael Hofstätter, Jucundus Jacobeit, Markus Homann, Annemarie Lexer, Andreas Philipp, Barbara Chimani, Christoph Beck und Manfred Ganekind

Mitteleuropa war in den letzten zwanzig Jahren mehrmals von außergewöhnlichen, großräumigen Starkniederschlagsereignissen betroffen, von denen einige zu herausragenden Hochwasserereignissen geführt haben, wie im Juli 1997 an der Oder, im Mai 1999 an der Donau, im August 2002 an Elbe und Donau oder großräumig im Mai/Juni 2010 und 2013. Im Zuge des globalen Klimawandels stellt sich nun die Frage, ob es zukünftig durch Veränderungen in der atmosphärischen Zirkulation und/oder durch die Zunahme der Lufttemperatur und -feuchtigkeit zu einem veränderten Risiko für derartige Starkniederschlagsereignisse kommt.

Aus diesem Grund hat sich das Bayerische Staatministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, gemeinsam mit dem Österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, im Frühjahr 2012 entschlossen das deutsch-österreichische Forschungsvorhaben WETRAX im Rahmen der Ständigen D/Ö-Gewässerkommission nach dem Regensburger Vertrag zu initiieren und gemeinsam mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt sowie der Bundesanstalt für Gewässerkunde zu beauftragen.

Die Studie befasst sich mit der Veränderung von großräumigen Starkniederschlagsereignissen im Klimawandel für den Zeitraum von 1951 bis 2100. Das Untersuchungsgebiet umfasst Süddeutschland, Österreich und angrenzende Teile der Schweiz sowie Tschechiens. Als innovativer Ansatz wurden starkniederschlagsrelevante Muster der atmosphärischen Zirkulation parallel nach zwei verschiedenen Vorgehensweisen bestimmt und ausgewertet. Diese Muster umfassen einerseits großräumige Zirkulationstypen („Wetterlagen“) und andererseits Zugbahnen von Tiefdruckgebieten wie etwa die bekannte Vb-Zugbahn. Die Ergebnisse zeigen in der Klimazukunft eine deutliche Änderung der Auftrittshäufigkeit von Wetterlagen und Zugbahnen mit Starkniederschlagsrelevanz über Mitteleuropa. Änderungen zeigen sich auch für die Starkniederschlagsmengen und -häufigkeiten selbst, diese sind jedoch erheblich von der Jahreszeit und der Lage im Untersuchungsgebiet abhängig.

Die Erkenntnisse sollen helfen, hochwasserrelevante Niederschlagsereignisse hinsichtlich der großräumigen atmosphärischen Vorgänge identifizieren und besser verstehen zu können und Entscheidungsträger im Hochwassermanagement mit belastbaren Fakten in der Entwicklung von Klimawandelanpassungsstrategien zu unterstützen.

Statistische Modellierung von Niedrigwasserkenngrößen auf Basis von Trockenwetterindizes

Anne Fangmann und Uwe Haberlandt

Zusammenfassung

Es wird die Eignung multipler Regressionsmodelle zur Schätzung von Niedrigwasserkenngrößen auf Basis meteorologischer Kennwerte in Niedersachsen untersucht. Zwei Herangehensweisen werden getestet: a) die Anpassung einzelner Stationsmodelle für Einzugsgebiete mit hinreichender Aufzeichnungslänge des Abflusses und b) die Anpassung eines einzelnen regionalen Modells zur Schätzung von Niedrigwasserkenngrößen an unbeobachteten Flussabschnitten. Die Stationsmodelle liefern Schätzungen jährlicher Zeitreihen der Niedrigwasserkenngrößen bei Input jährlicher Klimaindexwerte. Das regionale Modell dient der Schätzung lokaler L-Momente auf Basis zeitlich aggregierter Klimaindizes unter Hinzunahme physiographischer Einzugsgebietseigenschaften.

1. Einleitung

Bei der Abschätzung der Folgen klimatischer Entwicklungen auf das Niedrigwasserregime kommen i.d.R. prozessbasierte hydrologische Modelle zum Einsatz. Diese Vorgehensweise ist präzise aber aufwendig. Je nach Problemstellung können statistische Herangehensweisen zur Modellierung der Zusammenhänge zwischen klimatischen und hydrologischen Größen eine einfache und praktische Alternative darstellen. Dies trifft besonders dann zu, wenn statt kontinuierlicher Abflusszeitreihen Abflusskennwerte bzw. deren Jährlichkeiten von Interesse sind. Im speziellen Fall von Niedrigwasserkenngrößen bietet sich zusätzlich der Vorteil der Erscheinungsform von Niedrigwasserereignissen, die sich – im Gegensatz zu Hochwasserereignissen – oftmals durch große räumliche und zeitliche Ausdehnung auszeichnen, was die Analyse der Verknüpfungen zwischen meteorologischer Ursache und hydrologischer Resonanz begünstigt.

In dieser Studie soll der Zusammenhang zwischen Trockenwetter- und Niedrigwasserindizes für die Ableitung statistischer Modelle genutzt werden, die im Idealfall in der Lage sind zukünftige Niedrigwasserverhältnisse auf Basis von Klimamodelldaten zu prognostizieren. Dabei soll getestet werden, ob eine akzeptable Schätzung aus bloßen linearen Kombinationen meteorologischer Einflussgrößen möglich ist. Zwei Herangehensweisen werden untersucht: a) die individuelle Anpassung multipler linearer Regressionsmodelle zur Schätzung jährlicher Niedrigwasserkenngrößen an Pegeln mit langer Aufzeichnungsdauer und b) die Anpassung eines regionalen Regressionsmodells zur Schätzung von Quantilen der Niedrigwasserkenngrößen im gesamten Gebiet inklusive unbeobachteter Flussabschnitte.

2. Untersuchungsgebiet und Daten

Untersuchungsgebiet ist das Bundesland Niedersachsen mit einer Fläche von 47.600 km². Für das Gebiet stehen interpolierte Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes auf Tagesbasis für den Zeitraum 1951–2011 zur Verfügung. Diese umfassen Niederschlagssummen, minimale, maximale und mittlere Lufttemperatur und Globalstrahlung, jeweils auf einem 1x1-km Raster. Zeitreihen des täglichen mittleren Abflusses mit unterschiedlichen Aufzeichnungslängen und -zeiträumen stehen an insgesamt 340 Pegeln zur Verfügung. Für den ersten Teil der Analysen wurde eine zeitliche Überschneidung der Abflussaufzeichnungen mit

dem Beobachtungszeitraum der Klimadaten von mindestens 45 Jahren gewählt, wodurch 129 Pegel verbleiben. Für die Anpassung des regionalen Modells wurde ein einheitlicher Aufzeichnungszeitraum von 1966 bis 2005 genutzt, für welchen insgesamt 97 Pegel zur Verfügung stehen. Die Lage der verwendeten Pegel ist in Abbildung 1 zu sehen.

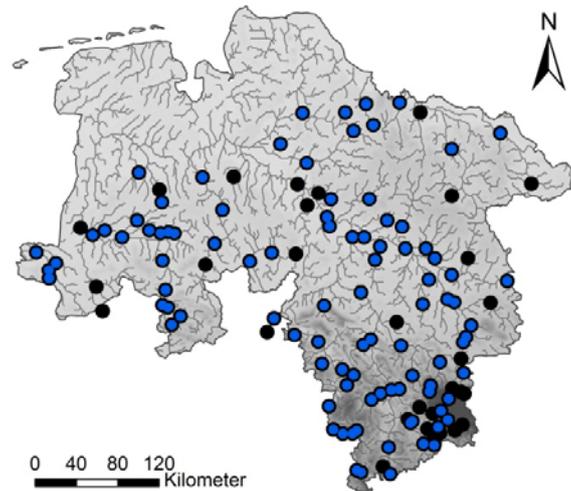


Abb. 1: Lage der verwendeten Abflusspegel zur Anpassung der Stationsmodelle (schwarz) und des regionalen Modells (blau).

3. Methoden

3.1 Kenngrößen

Aus den Tagesreihen des Abflusses wurde als Niedrigwasserkenngröße der kleinste mittlere 7-tägige Abfluss (NM7Q) auf Jahresbasis berechnet. Dabei wurde nur das Sommerhalbjahr betrachtet, um Winterniedrigwasser, die durch andere Ursachen bedingt werden, aus der Analyse auszuschließen.

Aus den Zeitreihen der Klimagrößen wurde eine Vielzahl von Kenngrößen extrahiert (s. Tabelle 1). Dafür wurden zunächst die interpolierten Tageswerte über die jeweilige Einzugsgebietsfläche der verwendeten Pegel gemittelt. Um mögliche zeitliche Verzögerungen zwischen meteorologischer Ursache und Reaktion des Abflusses berücksichtigen zu können, wurden die Trockenwetterindizes mit Vorlaufzeiten von 1 bis 12 Monaten berechnet. Zudem wurde die Länge des Zeitraumes zur Berechnung der Trockenwetterindizes zwischen 3, 6 und 12 Monaten variiert.

3.2 Stationsmodelle

An die Indexzeitreihen der 129 Pegel wurden zunächst individuelle multiple lineare Regressionsmodelle angepasst. Dazu wurde die betrachtete Zeitreihe jeweils zur Hälfte in Kalibrierungs- und Validierungszeitraum unterteilt. Für den Kalibrierungszeitraum wurde eine zweiseitige Minimierung des Bayesschen Informationskriteriums als Strategie zur Auswahl der Regressoren gewählt. Der gesamte Satz der Trockenwetterindizes inklusive aller zeitlichen Variationen wurde bei der Auswahl berücksichtigt. Die Anzahl der Regressoren wurde je nach Länge des Beobachtungszeitraumes auf maximal 4 begrenzt, um eine Überanpassung zu vermeiden. Um Multikollinearität vorzubeugen, wurden die eingehenden erklärenden Variablen auf Unabhängigkeit geprüft. Mithilfe der Residuen wurden die Voraussetzungen der Regression getestet.

Tab. 1: Übersicht der verwendeten meteorologischen Indizes.

Index	Beschreibung	Einheit
P_{mean}, P_x	Mittlerer Niederschlag, Niederschlagsquantile	mm/d
$DSD_{\text{max/mean}}, WSD_{\text{max/mean}}$	Maximale/mittlere Trockendauer, maximale/mittlere Niederschlagsdauer	d
SPI	Standardized Precipitation Index (nach MCKEE et al, 1993)	-
$T_{\text{min/max/mean}}$	Minimale/maximale/mittlere Lufttemperatur	°C
$HWD_{\text{max/mean}}$	Maximale/mittlere Hitzewellendauer	d
ETP_{mean}	Mittlere potenzielle Evapotranspiration nach Turc-Wendling (WENDLING et al. 1991)	mm/d
$P-ETP_{\text{mean}}$	Mittlere klimatische Wasserbilanz	mm/d
SPEI	Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index (nach VICENTE-SERRANO et al., 2010)	-

3.3 Regionales Modell

Zur Abschätzung zukünftiger Entwicklungen von Niedrigwasserkenngößen an unbeobachteten Flussabschnitten, wurde ein regionales Modell für das gesamte Untersuchungsgebiet angepasst. Durch das Modell soll eine gleichzeitige räumliche und zeitliche Schätzung erfolgen. Anders als bei den Stationsmodellen dienen nicht länger jährliche Indexzeitreihen als Zielvariable, sondern räumlich verteilte L-Momente, die für die einzelnen Pegel aus den jährlichen Serien bestimmt werden. Um zusätzlich zur räumlichen auch die zeitliche Variabilität der L-Momente berücksichtigen zu können, werden zufällige Stichproben von jeweils 20 Jahren aus dem Kalibrierungszeitraum 1966–1985 mit Wiederholung gezogen, an denen die Modellanpassung erfolgt. Die Anzahl der Stichproben entspricht dabei der Anzahl der Stationen im Gebiet. Der Algorithmus zur Auswahl der Regressionsparameter wird so modifiziert, dass gleichzeitig räumliche und zeitliche Variabilität der L-Momente, d.h. die Varianz zwischen den Stationen bzw. die Varianz zwischen den Zufallsstichproben, bestmöglich durch das angepasste Modell erklärt werden. Um Unabhängigkeit zwischen den räumlichen Variablen zu gewährleisten, werden Zwischenabflüsse bzw. Indizes der Teilgebiete als Basis für die L-Momente genutzt. Aufgrund der hohen räumlichen Variabilität der betrachteten Variablen im Untersuchungsgebiet, wird das Gebiet in homogene Regionen unterteilt. Dies geschieht mithilfe eines gewichteten k-means-Gruppierungsverfahrens (nach HARTIGAN & WONG, 1979) auf Basis ausgewählter physiographischer Einzugsgebietseigenschaften. Die Modellanpassung erfolgt dann für jede homogene Region separat. Die Validierung des Modells erfolgt im Validierungszeitraum 1986–2005. Aus den L-Momenten können Funktionsparameter abgeleitet werden, mit denen die gewünschten Quantile des Niedrigwasserindex direkt bestimmt werden können.

3.4 Prognosen

Zuletzt soll die Anwendbarkeit der Modelle mithilfe von Klimamodelldaten überprüft werden. Das ausgewählte Klimamodell ist das statistische regionale WETTREG2006 (SPEKAT et al., 2007). Der Einfachheit halber und weil die Verwendung der Klimamodelldaten vorrangig der Validierung der Modelle dienen soll, wird ein zufälliger Modelllauf ausgewählt. Betrachtet werden der C20-Zeitraum von 1971–2000 zum Vergleich mit der Beobachtung, sowie das

A1B-Szenario für die Zeiträume 2021–2050 und 2071–2100 für die Prognosen. Als Referenzzeitreihen bei der Berechnung des SPI, des SPEI und der HWDs dienen die beobachteten Klimavariablen im Zeitraum 1951–2011.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Stationsmodelle

Die Anpassung individueller Regressionsmodelle ist am Großteil der berücksichtigten Pegel erfolgreich. Wie in Abbildung 2 beispielhaft am Pegel Huntlosen dargestellt, werden der zeitliche Verlauf und die Extremwerte der Indexzeitreihen gut wiedergegeben. Ebenfalls in Abbildung 2 angegeben ist das angepasste Modell für den jährlichen NM7Q am Pegel. Die Regressoren sind die mittlere 6-monatige klimatische Wasserbilanz und Temperatur im Berechnungszeitraum des NM7Q, sowie die 3-monatige maximale Trockendauer und das 90 %-Quantil des Tagesniederschlags 1 bzw. 2 Monate vor dem Berechnungszeitraum des NM7Q.

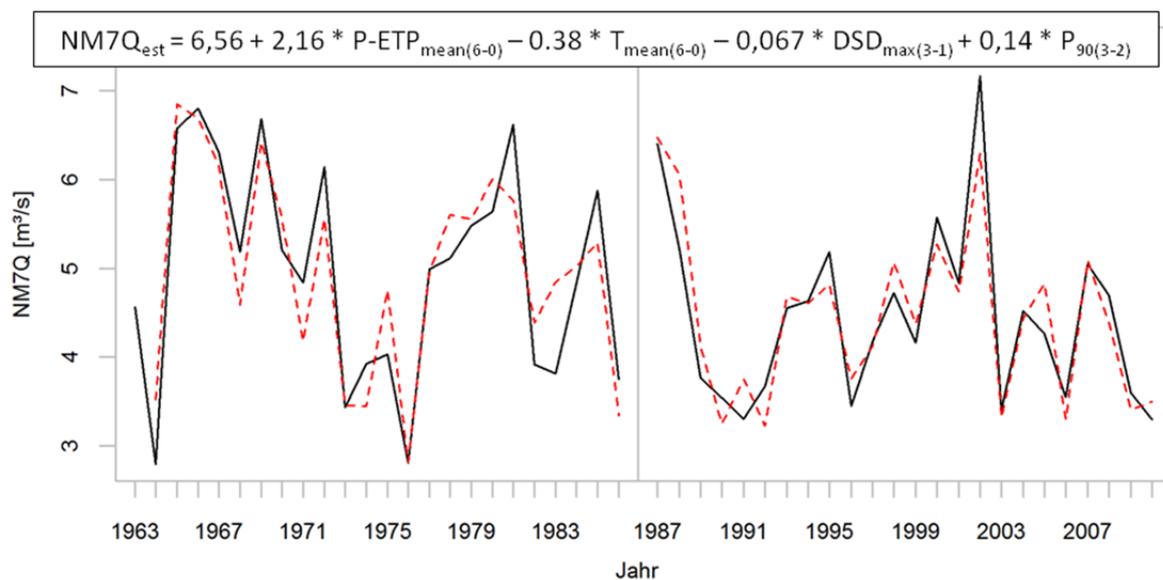


Abb. 2: Beobachtete und geschätzte Zeitreihe des NM7Q an der Station Huntlosen/Hunte (1714 km²) für den Kalibrierungszeitraum (links) und Validierungszeitraum (rechts).

Einen räumlichen Eindruck der Modellgüte erhält man in Abb. 3, wo die Bestimmtheitsmaße (R^2) und die Nash-Sutcliffe-Koeffizienten (NSE) der einzelnen Stationsmodelle für die Validierungsperiode dargestellt sind. Die Gütekriterien sind im Großteil des Untersuchungsgebiets relativ hoch, in einzelnen Gebieten ist die Modellanpassung jedoch nicht erfolgreich. Im Mittel ergeben sich ein Bestimmtheitsmaß von 0,69 und ein NSE von 0,48 über das Untersuchungsgebiet. Da eine Aussortierung stark anthropogen beeinflusster Pegel vor Durchführung der Modellanpassung nicht erfolgt ist, wurden die Pegel mit geringer Modellgüte auf mögliche Eingriffe untersucht. In nahezu allen Fällen lagen Beeinflussungen vor, die sich auf das Niedrigwasserverhalten bzw. die Messbarkeit von Niedrigwasserabflüssen auswirken (Aufhöhungen, Extraktionen, Verkräutung, etc.). Die betroffenen Pegel wurden von den weiteren Analysen ausgeschlossen.

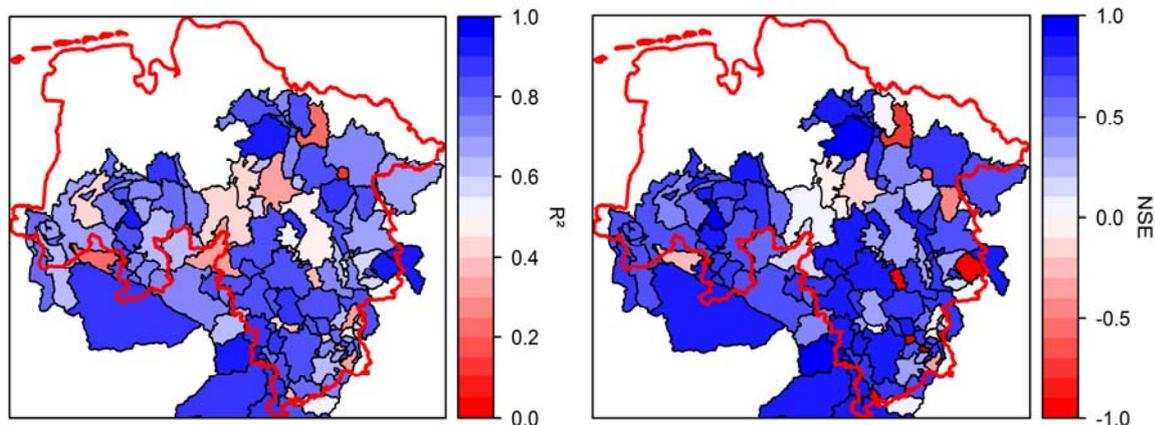


Abb. 3: Bestimmtheitsmaße (links) und Nash-Sutcliffe Koeffizienten (rechts) der für die einzelnen Einzugsgebiete angepassten Stationsmodelle im Validierungszeitraum.

Betrachtet man die Mittelwerte der geschätzten und beobachteten Indexzeitreihen in Abbildung 4 (links), ist lediglich eine stellenhafte, geringe Abweichung erkennbar. Die mittlere prozentuale Abweichung liegt hier bei 8,80 %. Bei Betrachtung ausgewählter Quantile wird eine Zunahme der Abweichungen ersichtlich. Beim NM7Q5, dem NM7Q mit 5-jährigem Wiederkehrintervall, liegt die mittlere Abweichung bei 13,07 %, beim NM7Q10 bei 17,32 % und beim NM7Q20 bei 22,51 %.

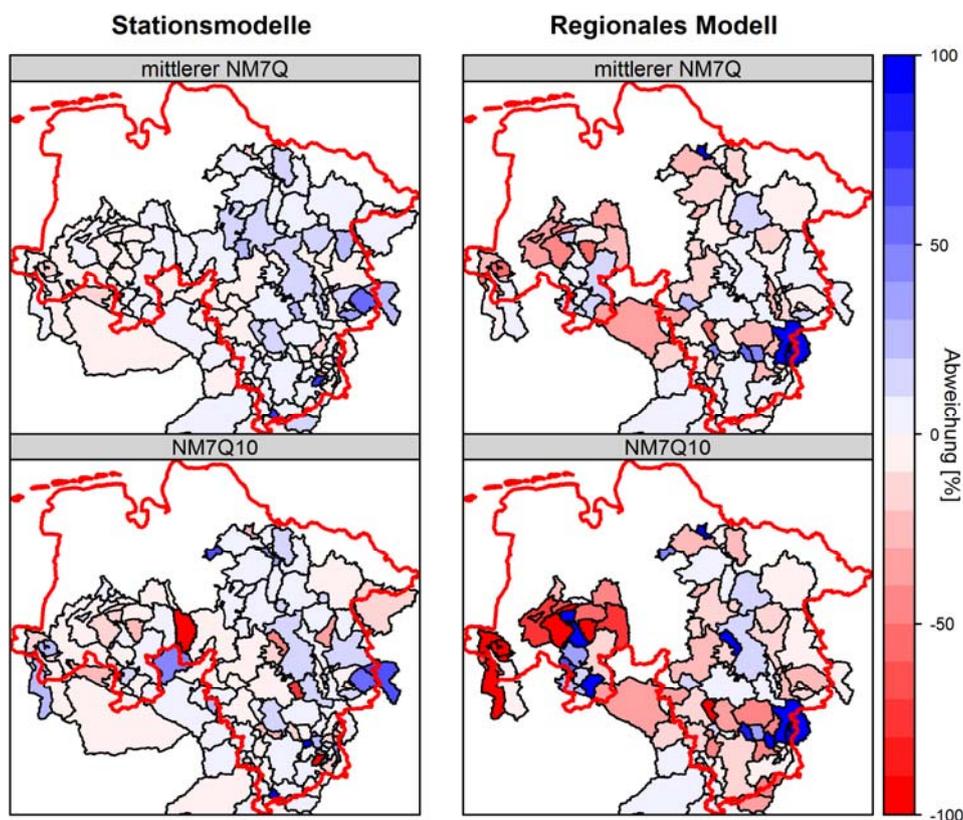


Abb. 4: Abweichung des mittleren NM7Qs, und des NM7Q10 von der Beobachtung für die Stationsmodelle (links) und das regionale Modell (rechts).

4.2 Regionales Modell

Im k-means-Verfahren wurden 5 homogene Regionen für das Bundesland Niedersachsen identifiziert. Die Aufteilung ist in Abbildung 5 zu sehen. Die homogene Region um den Harz (Region 5) setzt sich aus nur sechs Einzugsgebieten zusammen, zeigt jedoch die größte Abweichung zum Rest des Untersuchungsgebiets und wird daher als separate Gruppe für die Analysen beibehalten.

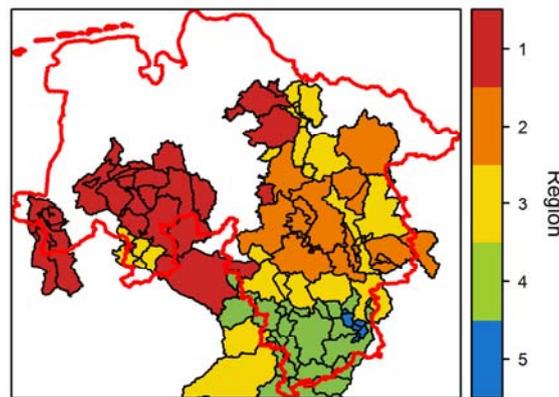


Abb. 5: Homogene Regionen nach Gruppierung mit dem k-means-Verfahren.

Die allgemeine Extremwertverteilung ist in allen homogenen Regionen die geeignetste Verteilung zur Beschreibung des beobachteten jährlichen NM7Qs. Die L-Momente, die zur Bestimmung der Verteilungsparameter benötigt und somit regionalisiert werden müssen, sind dementsprechend die L-location (l_1) für den Lageparameter ξ , die L-scale (l_2) für den Skalierungsparameter α , und die L-skewness (t_3) für den Formparameter κ .

Beispiele für die angepassten Modelle für die drei L-Momente sind in Tabelle 2 für Region 2 zu sehen. In allen Modellen sind sowohl zeitlich variable Trockenwetterindizes, als auch zeitlich konstante, einzugsgebietspezifische Größen enthalten.

Wie in Abbildung 6 zu erkennen, nimmt die Güte der angepassten Modelle insgesamt von l_1 ($R^2 = 0,87$) zu t_3 ($R^2 = 0,53$) erheblich ab. Die Modellanpassung für alle drei L-Momente stellt sich in Region 1 (rote Punkte) am schwierigsten heraus. Besonders im Falle von t_3 wird ersichtlich, dass die räumliche Variabilität durch das angepasste Modell kaum nachgebildet wird.

Tab. 2: Regressoren der regionalen Modelle für die verwendeten L-Momente in Region 2.

l_1	l_2	t_3
maximale Höhe	maximale Höhe	maximale Steigung
mittleres Gesamtporenvolumen des Bodens	Größe des Gesamteinzugsgebiets	minimaler SPI
mittlerer Jahresniederschlag	minimale ETP	mittlerer DSD/WSDmean
minimaler P70	mittlere WSDmax	mittlerer Pmax
maximaler DSDmean	minimale DSD/WSDmax	maximale klimatische Wasserbilanz
Spannweite DSDmax/WSDmax	Spannweite P50	Spannweite WSDmax
mittlere klimatische Wasserbilanz		

Aufgrund der Schwierigkeiten bei der Modellierung von t_3 , wird ein räumlich und zeitlich konstanter Formparameter für jede Region gewählt, der dem Mittel der Formparameter für den Kalibrierungszeitraum aller Stationen im Gebiet entspricht. Die Modellgüte wird dadurch nicht wesentlich beeinträchtigt.

Die insgesamt relativ kleinen Abweichungen der durch das regionale Modell geschätzten L-Momente summieren sich bei der Anpassung der Extremwertverteilung zu weitaus größeren Fehlern auf. Wie in Abbildung 4 (rechts) zu sehen, sind die Abweichungen der geschätzten von den beobachteten Indexwerten stellenweise erheblich und nehmen mit steigendem Wiederkehrintervall zu. Im Mittel über das gesamte Gebiet ergeben sich totale prozentuale Abweichungen von 19,41 % für die Mittelwerte, 33,98 % für das NM7Q5, 39,60 % für das NM7Q10 und 42,62 % für das NM7Q20. Die größten Abweichungen finden sich in Region 1, übereinstimmend mit der Problematik bei der Modellanpassung.

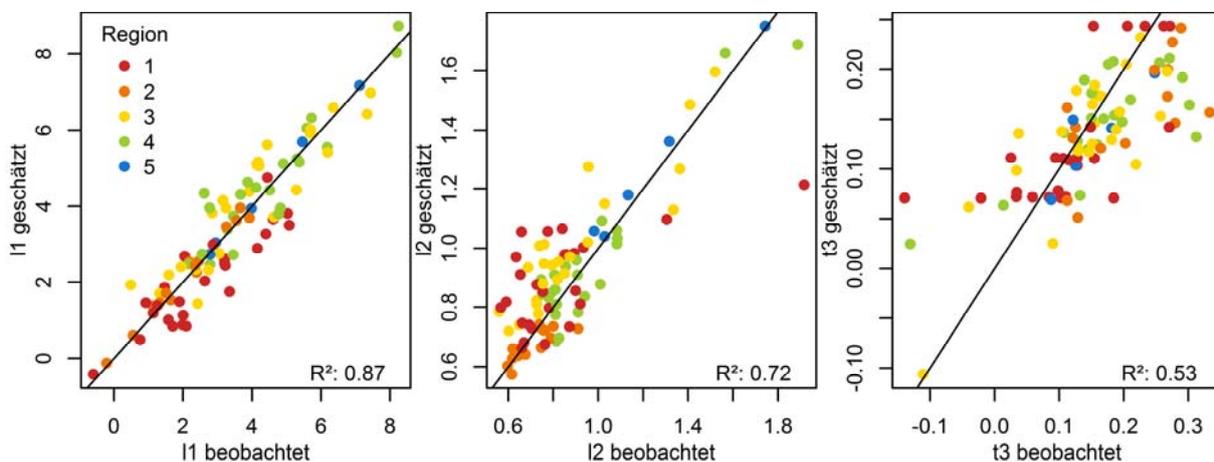


Abb. 6: X-Y-Plots der mithilfe des regionalen Modells geschätzten gegen die beobachteten L-Momente im Validierungszeitraum.

4.3 Prognose

Vor Anwendung der Modelle für die Zukunftsszenarien wurden die Schätzungen beider Modelltypen für WETTREG im Kontrollzeitraum 1971–2000 mit den aus den beobachteten Trockenwetterindizes geschätzten Werten verglichen. In Abbildung 7 sind die Abweichungen für den Mittelwert und den NM7Q10 dargestellt. Für die Stationsmodelle (links) ist in beiden Fällen eine generelle Überschätzung durch WETTREG zu erkennen. Es bleibt zu überprüfen, inwiefern diese Überschätzung durch schlechte Reproduktion der Trockenwetterindizes durch das Klimamodell verursacht wird. Die Richtungen der Abweichungen des regionalen Modells im Kontrollzeitraum sind uneinheitlich. Beim mittleren NM7Q liegt im Großteil der Gebiete eine Überschätzung durch WETTREG vor, beim NM7Q10 gibt es auch zahlreiche Unterschätzungen, vor allem im Südwesten. Der potentielle Fehler der ungenauen Wiedergabe der Trockenwetterindizes in den Klimamodell-daten wird durch die Aggregation im regionalen Modell verstärkt und/oder die Auswirkungen möglicher Abweichung der Klimamodell-daten von der Beobachtung werden durch das Ausmaß der Fehler im regionalen Modell übertroffen.

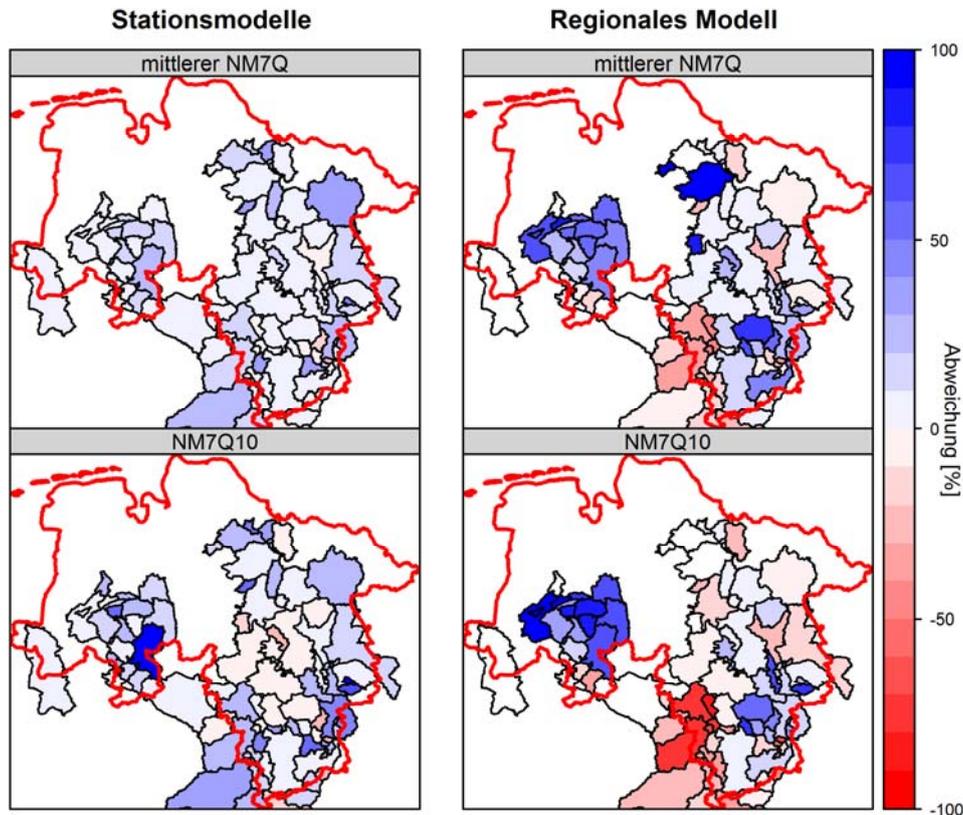


Abb. 7: Abweichungen des mithilfe von WETTREG geschätzten mittleren NM7Qs und des NM7Q10 zur Beobachtung im Kontrollzeitraum 1971–2000.

Die Prognose mithilfe der Stationsmodelle liefert im Falle des mittleren NM7Qs ein relativ einheitliches Änderungssignal, wie in Abbildung 8 zu sehen. Für die nahe Zukunft werden leichte Abnahmen prognostiziert, die sich in der fernen Zukunft verstärken. Für den NM7Q10 sind die Abnahmen in der nahen und fernen Zukunft stärker und in vereinzelt Einzugsgebieten werden leichte Zunahmen vorhergesagt.

Die Änderungssignale beim regionalen Modell (Abbildung 9) sind wiederum eher uneinheitlich. Für den mittleren NM7Q werden für die nahe Zukunft Abnahmen im Norden und Zunahmen im Süden prognostiziert, für die ferne Zukunft hingegen sind die Änderungen weitestgehend negativ. Der NM7Q zeigt ein ähnliches räumliches Muster, allerdings mit stärkeren Änderungssignalen. Generell werden die stärksten Änderungen für die nordwestlichen Gebiete in Region 1 vorhergesagt, was jedoch auf die Fehler im Modell zurückzuführen sein wird.

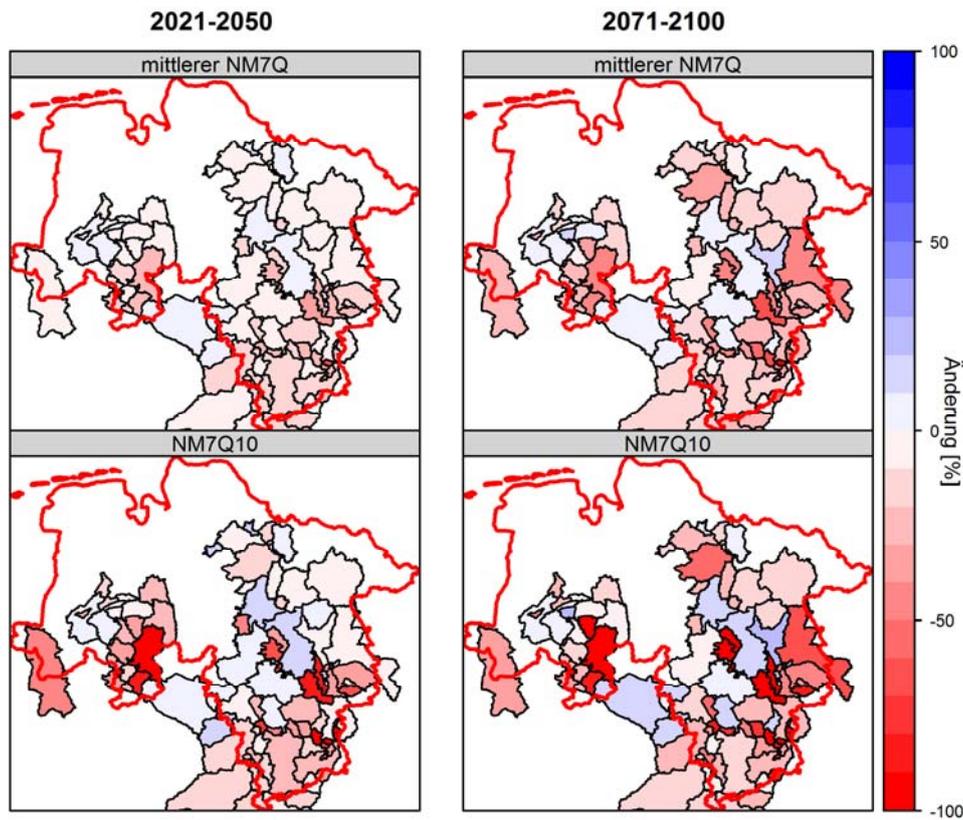


Abb. 8: Prognose des mittleren NM7Qs und des NM7Q10 für den Zeitraum 2021–2050 und den Zeitraum 2071–2100 im Vergleich zum Kontrollzeitraum mithilfe der Stationsmodelle.

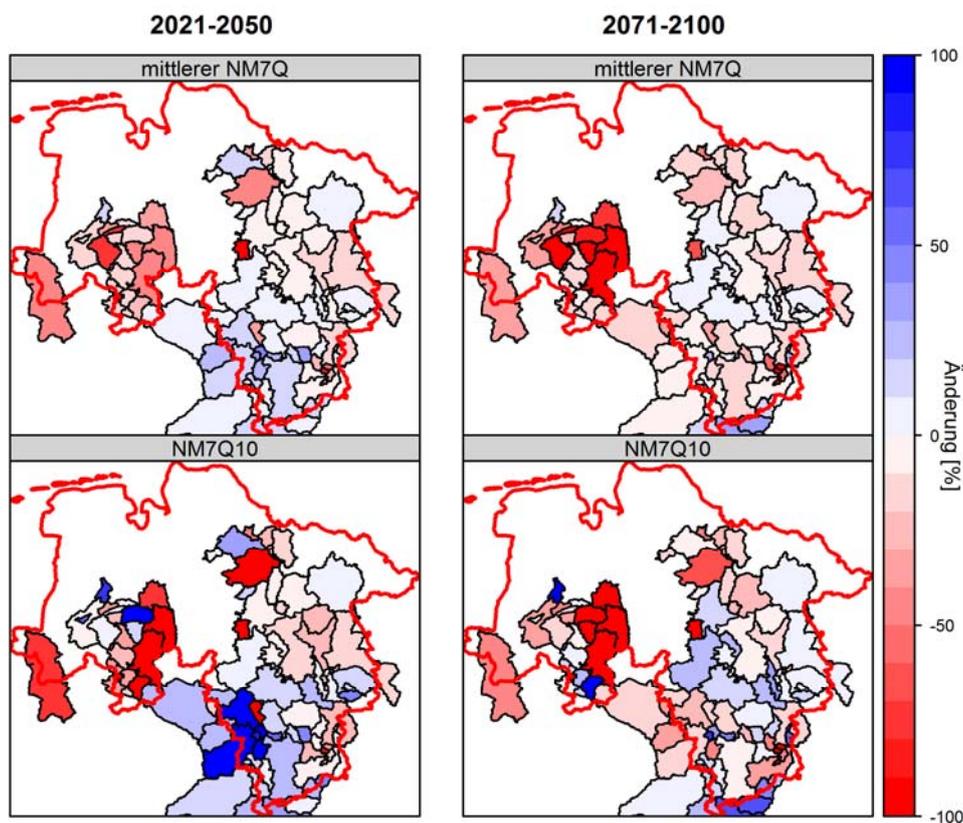


Abb. 9: Prognose des mittleren NM7Qs und des NM7Q10 für den Zeitraum 2021–2050 und den Zeitraum 2071–2100 im Vergleich zum Kontrollzeitraum mithilfe des regionalen Modells.

5. Schlussfolgerungen

Die Nutzung statistischer Modelle in der Klimafolgenforschung hat den Vorteil der Einfachheit. Die Modellanpassung ist unkompliziert und die Berechnungsdauern für großflächige Prognosen liegen bei wenigen Minuten. Auf der anderen Seite beinhalten die Annahmen und Verallgemeinerungen, die getroffen werden, sowie die Missachtung physikalischer Prozesse auf Einzugsgebietsebene gewisse Unsicherheiten.

Zunächst müssen Annahmen über das Verhalten zukünftiger Trockenwetterindizes getroffen werden. Sind Klimamodelle nicht in der Lage, Verteilung und Zusammenhang der einzelnen Größen möglichst akkurat zu reproduzieren, werden die Prognosen verfälscht. Daher sollte das verwendete Klimamodell bezüglich der Reproduzierbarkeit von Trockenwetterindizes geprüft werden. Im Falle des regionalen Modells werden zusätzlich Annahmen über die zukünftige Verteilung von Niedrigwasserabflüssen getroffen. Die Modellierung zeitlich variabler Verteilungsparameter ist entscheidend, birgt aber aufgrund der Aufsummierung der Fehler der individuellen Schätzungen der Parameter große Unsicherheiten.

Nichtsdestotrotz erscheint die Prognose mithilfe der Stationsmodelle vielversprechend. Die Änderungssignale geben Hinweis auf Richtung und Ausmaß zukünftiger Entwicklungen. Ein direkter Vergleich mit prozessbasierten Modellen sollte erfolgen um ihren tatsächlichen Nutzen einschätzen zu können. Die Prognose mithilfe des regionalen Modells kann Hinweis geben auf zukünftige Entwicklungen, besonders um einen flächendeckenden Eindruck über ein mögliches zukünftiges Niedrigwasserverhalten – besonders in unbeobachteten Gebieten – zu erhalten. Aufgrund der Häufung von Unsicherheiten wird jedoch von einer Nutzung zur Entscheidungsfindung abgeraten.

Literatur

- HARTIGAN, J.A. & M. A. WONG (1979). A K-means clustering algorithm. *Applied Statistics* 28: S. 100–108.
- MCKEE, T.B., Doesken, N.J. & J. KLEIST (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scales. Eighth Conference on Applied Climatology, 17–22 January, Anaheim, CA. American Meteorological Society, Boston, USA: S. 179–186.
- SPEKAT, A., ENKE, W. & F. KREIENKAMP (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES Szenarios B1, A1B und A2. UBA Forschungsbericht 204 41 138: S. 1–149.
- VICENTE-SEERANO, S.M., BEGUERÍA, S. & J.I. LÓPEZ-MORENO (2010): A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index – SPEI. *Journal of Climate* 23: S. 1696–1718.
- WENDLING, U., H.-G. SCHELLIN & M. THOMÄ (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. *Z. Meteorol.* 34: S. 82–85.

Nutzung innovativer Datenprodukte zu Monitoring und Modellierung des Wasserhaushalts

Peer Helmke, Sebastian Knist, Klaus Goergen, Peter Krahe und Enno Nilson

Zusammenfassung

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) führt im Rahmen ihrer Aufgaben zum Monitoring des Wasserhaushalts und der natürlichen Wasserressourcen in Deutschland Analysen und Wasserhaushaltsuntersuchungen durch. In diesem Zusammenhang werden neben gängigen Beobachtungsdatenprodukten auch zunehmend satellitengestützte, modellgestützte und kombinierte Datenprodukte berücksichtigt und in Experimenten hinsichtlich ihrer spezifischen Vorzüge und Einschränkungen bewertet. Datensätze, die auf Satellitengravimetrie der GRACE Mission beruhen, erlauben das Monitoring makroskaliger, saisonaler Variationen des terrestrischen Bodenwassergesamtvolumens. Der im Rahmen des EUMETSAT Programms „Satellite Application Facility on Support to Operational Hydrology and Water Management“ (H-SAF) u.a. aus Satellitenmessungen abgeleitete Bodenfeuchteindex (SM-DAS-2, H14) wird auf der Einzugsgebiets- und der Punktskala evaluiert. Die exemplarische Betrachtung einer Jahresreihe, die die Vorbedingungen für die langanhaltende Niedrigwasserperiode im Jahr 2015 beleuchtet, deutet auf ein erhebliches Potenzial insbesondere für in-situ-Analysen hin. Eine weitere Aufgabenstellung ist es, Aussagen zur Verfügbarkeit von Wasserressourcen sowie von Extremereignissen in den kommenden Dekaden zu erstellen und hinsichtlich ihrer Belastbarkeit zu bewerten. Hierzu wurde in Kooperation mit der Universität Bonn der Mehrwert von Simulationsergebnissen mit einer konvektionserlaubenden Konfiguration eines regionalen Klimamodells (Weather Research and Forecasting Model, WRF, 3 km), gegenüber einer derzeit gängigen Modellkonfiguration für Klimarechnungen mit parametrisierter Konvektion (EURO-CORDEX, 12 km) bewertet. Im Vergleich mit Beobachtungsdaten zeigt die hochauflösende Variante eine verbesserte Wiedergabe von Niederschlagsextremen, die sich auch in der Güte der Beurteilung hydrologischen Simulationen niederschlägt.

1. Einleitung

Die vergangenen Jahre waren in weiten Teilen Mitteleuropas durch eine Reihe außergewöhnlicher und gegensätzlicher hydrologischer Ereignisse charakterisiert. Beispielsweise baute sich im Anschluss nach dem extremen Hochwasser im Mai/Juni 2013 ein über mehrere Monate andauerndes starkes Niederschlagsdefizit auf, das in 2015 in vielen Flusseinzugsgebieten Deutschlands, zu langanhaltenden und extremen Niedrigwassersituationen führte. Die BfG ist im Rahmen ihrer Aufgaben unter anderem für das Monitoring des Wasserhaushalts und der natürlichen Wasserressourcen in Deutschland verantwortlich. Hierzu gehören turnusmäßig erstellte Datenprodukte, die über das Umweltbundesamt an Europäische Datenzentren (EUROSTAT, EEA) weitergegeben werden, ebenso wie aktuelle Situationsanalysen während extremer hydrologischer Ereignisse und Aussagen zur zukünftigen Entwicklung des Wasserhaushalts, insbesondere des Abflussregimes.

In diesem Zusammenhang werden neben gängigen Beobachtungsdatenprodukten, wie z.B. Stationsdaten der Wetterdienste und daraus abgeleiteten Rasterdaten oder auch Pegelraten der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder und des Bundes zunehmend satellitengestützte, modellgestützte und kombinierte Datenprodukte berücksichtigt. Diese Informationsquellen werden eingehend hinsichtlich ihrer spezifischen Vorzüge und Einschränkungen bewertet.

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse zeigen Potenziale und Grenzen von Datensätzen auf Basis (1) der Satellitengravimetrie (GRACE-NASA-Mission), (2) der „Satellite Application Facility on Support to Operational Hydrology and Water Management“ (H-SAF, EUMETSAT),

sowie (3) auf Basis konvektionserlaubender Klimasimulationen mit einem dynamischen regionalen Klimamodell (WRF) auf.

2. Untersuchungsgebiet

Für das nationale Wasserressourcenmonitoring müssen neben Deutschland auch die internationalen Einzugsgebietsanteile der dorthin entwässernden Ströme berücksichtigt werden. Das Untersuchungsgebiet der BfG umfasst somit einen großen Ausschnitt Mitteleuropas (A_{EO} ca. 800.000 km²; Abbildung 1). Die Wasserressourcen in diesem Gebiet sind raum-zeitlich ungleich verteilt. Sie folgen in etwa einem Südwest-Nordost-Gradienten mit dem Wasserturm Alpen im Süden. Im Einflussbereich der Alpen (Rhein bis Mainz und südliche Zuflüsse der Donau) ist der Abfluss üblicherweise im Sommer höher als im Winter, in den übrigen Gebieten überwiegt der Winterabfluss.

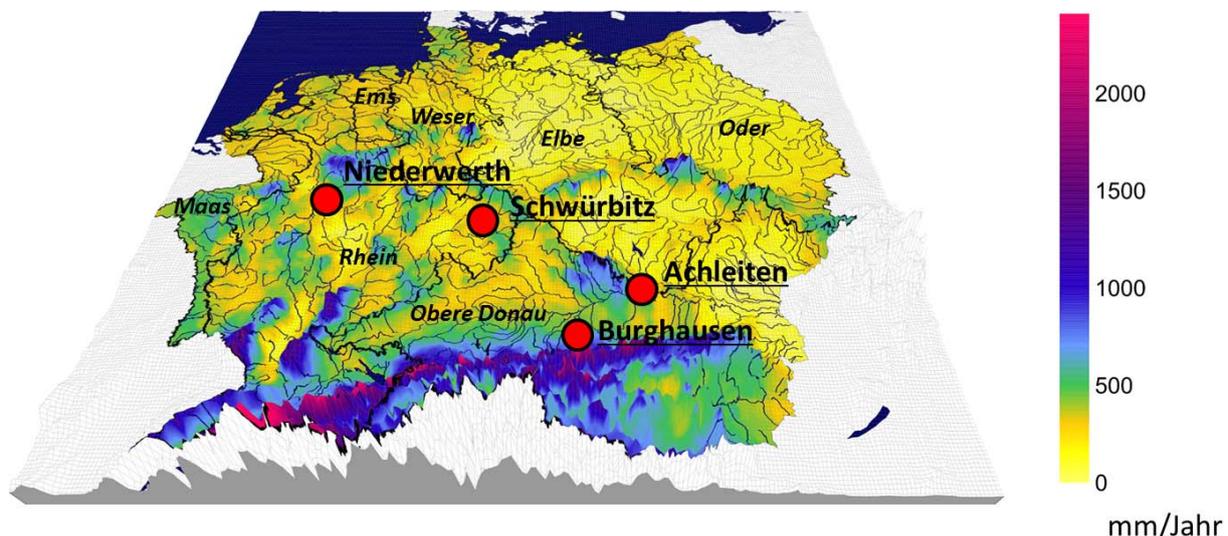


Abb. 1: Untersuchungsgebiet „Mitteleuropa“ mit Lage der Pegel der Fallstudiengebiete und der Lysimeterstation Niederwerth sowie mittlere jährliche Abflusshöhe der Periode 1961–1990 (Hintergrund: NILSON & KRAHE, in Vorbereitung).

Die Ergebnisse werden hier anhand regionaler Fallstudien vorgestellt. Dabei handelt es sich um die Lysimeterstation Niederwerth bei Koblenz (Mittelrhein) sowie die Einzugsgebiete der Pegel Schwürbitz (Main), Burghausen (Salzach) und Achleiten (Obere Donau).

3. Ausgewählte Beispiele satellitengestützter Monitoringprodukte

3.1 NASA-GRACE und monatliches Wasserdargebot

Die GRACE Mission erfolgt im Rahmen des NASA Earth System Science Pathfinder (ESSP) Programms und kartiert seit März 2002 mit einer hohen Messgenauigkeit Variationen des Erdgravitationsfeldes. Zunächst für eine Lebenszeit von fünf Jahren konzipiert, läuft die aktuelle Mission mindestens bis 2015. Im Rahmen einer Kooperation zwischen der Universität Bonn (Institut für Geodäsie und Geoinformation) und der BfG wurde u.a. der Frage nachgegangen, inwieweit die Daten dieser Mission für das Monitoring der Wasserressourcen in Mitteleuropa verwendet werden können (EICKER et al. 2014). Hierzu wurden Zeitreihen groß-

räumiger Wasserhaushaltsmodelle mit verschiedenen Lösungen der aus den Satellitendaten abgeleiteten Gravitationsfeldmodelle verglichen. Von der BfG wurde das für Mitteleuropa aufgebaute Wasserhaushaltsmodell (WHM) LARSIM-ME in die Untersuchung eingebracht. Es handelt sich hierbei um eine für das Untersuchungsgebiet (Abbildung 1) angepasste Version des „Large Area Runoff Simulation Model“ (LARSIM, LUDWIG & BREMICKER 2006). Das Modellgebiet ist in ein 5 km x 5 km metrisches Gitter unterteilt, das für die Parameterbestimmung und Validierung wiederum in 545 Teileinzugsgebiete gegliedert ist. Die Modellparameter der im Kontext GRACE verwendeten Modellvariante wurden an nicht bzw. nur schwach durch den Menschen beeinflussten Teileinzugsgebieten bestimmt und anschließend regionalisiert. Die im Tageszeitschritt simulierten und zu Monatswerten aggregierten Wasserhaushaltsgrößen reflektieren somit weitgehend natürliche Bedingungen.

Für den Vergleich wurden aus den originären Kugelfunktionskoeffizienten der Gravitationsfeldmodelle je Monat und Gitterpunkt Massenvariationen in äquivalenten Wasserhöhen errechnet. Die Ergebnisse von LARSIM-ME (Monatswerte der Differenz von Niederschlag, Verdunstung und Abflusshöhe) wurden aus Gründen der Vergleichbarkeit ebenfalls zunächst in Kugelfunktionen entwickelt und anschließend analog zu den GRACE-Daten prozessiert (EICKER et al. 2014). Im Ergebnis liegen Monatswerte der Speicheränderung in cm Wasserhöhe für den Zeitraum 2003–2013 vor, die exemplarisch als Gebietsmittelwerte der Stromgebiete (Rhein, Weser, Elbe, Oder, Donau) mit Blick auf das intra-annuelle und inter-annuelle Schwankungsverhalten verglichen wurden.

Auf mitteleuropäischer Ebene geben die GRACE-Daten, die in Abbildung 1 dargestellten großräumigen Tendenzen des Wasserdargebots wieder (ohne Abbildung). Auch im Mittel über Flusseinzugsgebiete zeigen die mittels GRACE beobachteten Wassermengen mit den simulierten Wassermengen aus LARSIM-ME vergleichbare Jahr-zu-Jahr-Variationen. So werden z.B. Extremsituationen (Trockensommer 2003, Hochwasser 2005) hinsichtlich des Zeitpunktes getroffen, Trends sind gleich gerichtet (Zunahme der jährlichen Wassermengen nach dem Trockenjahr 2003). Andererseits werden sowohl saisonale als auch regionale Kontraste durch das konzeptionelle Modell LARSIM-ME deutlich geringer eingeschätzt als durch GRACE (s. EICKER et al. 2014, SPRINGER et al. 2014). Detaillierte Raumstrukturen innerhalb der genannten Einzugsgebiete werden von GRACE nicht aufgelöst.

3.2 EUMETSAT H-SAF und Monitoring der Bodenfeuchte in einem Trockenjahr

Die Satellite Application Facility on Support to Operational Hydrology and Water Management (H-SAF, <http://hsaf.meteoam.it>) stellt satellitenbasierte Datenprodukte bereit, die hinsichtlich der raumzeitlichen Auflösung speziell auf die Anforderungen operationeller hydrologischer Dienste zugeschnitten sind. Das umfangreiche Produktportfolio umfasst die Größen Niederschlag, Schnee und Bodenfeuchte und liegt europaweit, teilweise auch global vor. Innerhalb des Konsortiums aus 22 Partnern befasst sich die BfG mit der Produktvalidierung und Inwertsetzung der Daten für operative wasserwirtschaftliche Aufgaben.

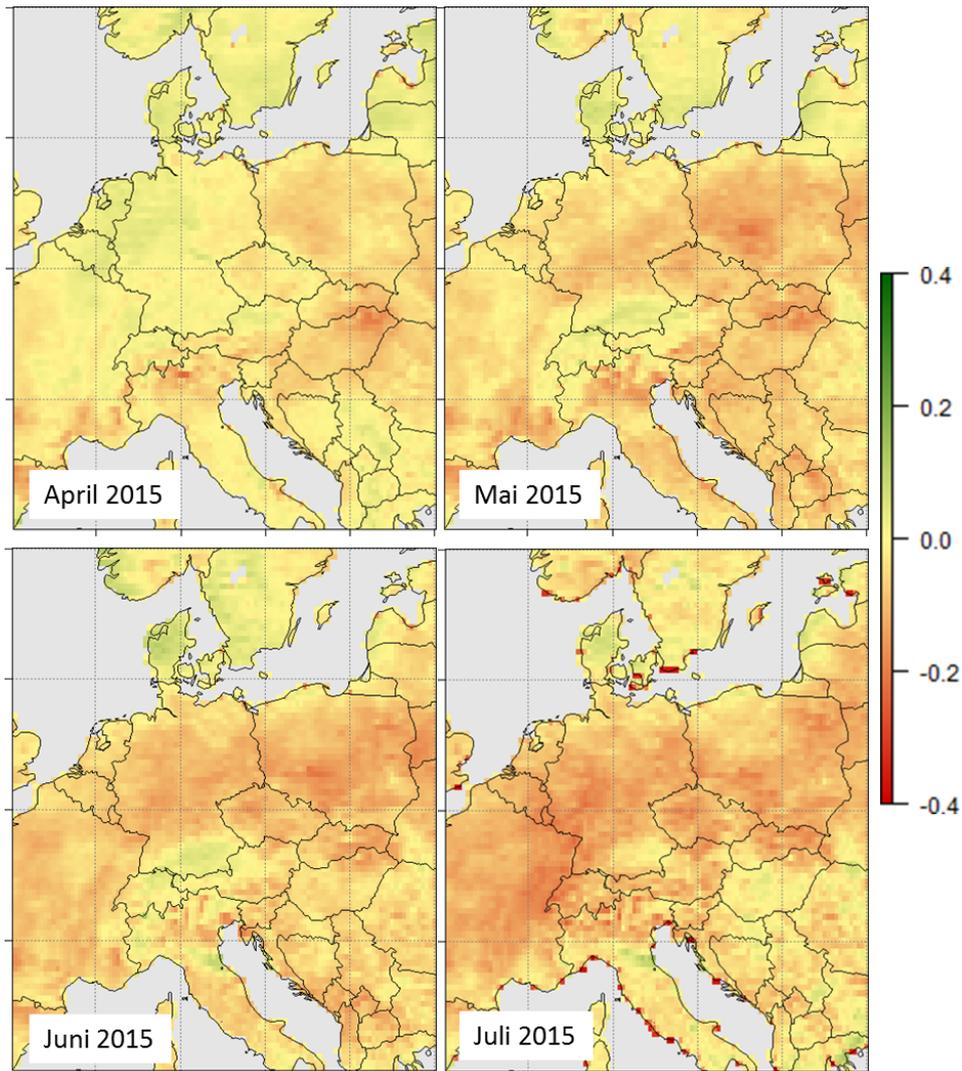


Abb. 2: Monatliche Anomalien des Bodenfeuchteprofilindex (Schichten 1-3; 0-100 cm) in Mitteleuropa ($40-60^{\circ}$ N; $0-25^{\circ}$ O) zwischen April und Juli 2015 (Datenquelle des absoluten Bodenfeuchteindex: H-SAF, EUMETSAT-HSAF) gegenüber dem jeweiligen 3-Jahres-Mittelwert (Zeitraum 2013–2015).

Hier fokussieren wir auf das H-SAF Bodenfeuchteprodukt SM-DAS-2 (H14), das den Boden weltweit horizontal mit ca. $25\text{ km} \times 25\text{ km}$ und vertikal in vier Tiefenzonen auflöst (ALBERGEL et al. 2011). Dieser Bodenfeuchteindex wird unter Verwendung von Satellitendaten und des Boden-Vegetations-Atmosphären-Transfermodells (SVAT TESSEL) des Europäischen Zentrums für Mittelfristige Wettervorhersage (EZMW) als ein mit einem Ensemble-Kalman-Filter datenassimiliertes Produkt beim EZMW berechnet. Die Daten werden als Bodenfeuchteindizes (H14-SWI, Wertebereich 0–1) im Tageszeitschritt ausgegeben und über den H-SAF FTP-Server den Nutzern nach Registrierung zugänglich gemacht.

In Abbildung 2 ist zunächst die Entwicklung der Bodenfeuchteanomalie auf monatlicher und mitteleuropäischer Skala visualisiert (Gewichtetes Mittel der Schichten 1–3, 0–100 cm Tiefe) dargestellt. Konkret werden für den Zeitraum April bis Juli 2015 Anomalien gegenüber einer aus H-SAF verfügbaren rund 3 Jahre (2013–2015) umfassenden „Klimatologie“ betrachtet.

Die sukzessive Verschärfung des Bodenwasserdefizits sowie räumliche Schwerpunkte und deren Verlagerungen lassen sich auf der Skala Mitteleuropa gut nachvollziehen. Im August bis Mitte November 2015 (hier nicht dargestellt) verstärkten sich die Trockenperiode und die damit einhergehende Niedrigwasserperiode weiter.

Abbildung 3 zeigt einen semi-quantitativen Vergleich auf Tages- und Einzugsgebietsebene im Zeitraum 01.06.2014 bis zum 31.05.2015, d.h. der Vorperiode der sich daran anschließenden eigentlichen Niedrigwasserphase. Gegenübergestellt sind die Gebietsmittelwerte des H-SAF-Bodenfeuchteindex (gewichtetes Mittel der Schichten 1–4, Tiefe 0–289 cm) mit einem Bodenfeuchteindex auf Basis einer Simulation mit einem Wasserhaushaltsmodell für das Teileinzugsgebiet des oberen Mains bis zum Pegel Schwüritz (A_{E0} ca. 2.400 km²). Hier werden die Ergebnisse des semi-distributiven konzeptionellen Wasserhaushaltsmodells HBV-96-SMHI (LINDSTRÖM et al. 1997) verwendet. Das Modell wurde für 134 Teilgebiete des Rheingebietes (Quelle bis zur deutsch-niederländischen Grenze) aufgebaut und wird seit Ende der 90er-Jahre für verschiedene Fragestellungen routinemäßig eingesetzt. Der Bodenfeuchteindex aus HBV ergibt sich als Füllgrad des Bodenspeichers (SM, „soil moisture storage“ relativ zur Feldkapazität). Die H-SAF- und HBV-Indexwerte wurden für den Vergleich rechnerisch anhand Gleichung 1,

$$x' = \frac{x - x_{min}}{x_{max} - x_{min}}$$

innerhalb des betrachteten Zeitraums skaliert (Wertebereich 0–1).

Es zeigt sich über weite Strecken eine gute Übereinstimmung. Eine Ausnahme sind die Wintermonate, in denen das Schneewasseräquivalent des HBVs eine Schneeeauflage anzeigt, die zu deutlichen Abweichungen zwischen den Bodenfeuchteindizes aus Fernerkundung und HBV-Simulation führt.

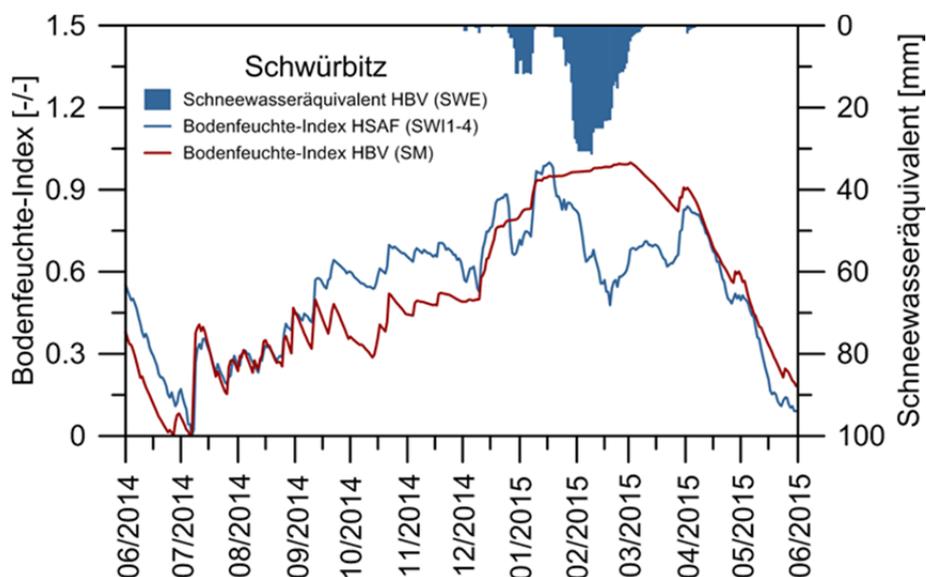


Abb. 3: Vergleich des Bodenfeuchte-Indexes auf Basis des H-SAF-Bodenfeuchteproduktes (Mittel der vier Schichten 0–289 cm) und aus HBV („Soil Moisture“) sowie des Schneewasseräquivalents aus HBV im Einzugsgebiet des Pegel Schwüritz, am oberen Main.

Weiterhin wurde ein Vergleich auf der Tages- und Punktskala durchgeführt. In Abbildung 4 sind Bodenfeuchtemessungen an der Lysimeterstation Koblenz Niederwerth (TDR-Sonde; „Lehmboden Neuwied“; PROMNY & KRAHE 2013) den H14-Indexwerten der entsprechenden Rasterzelle gegenübergestellt (Schicht 2, Tiefe 7–28 cm).

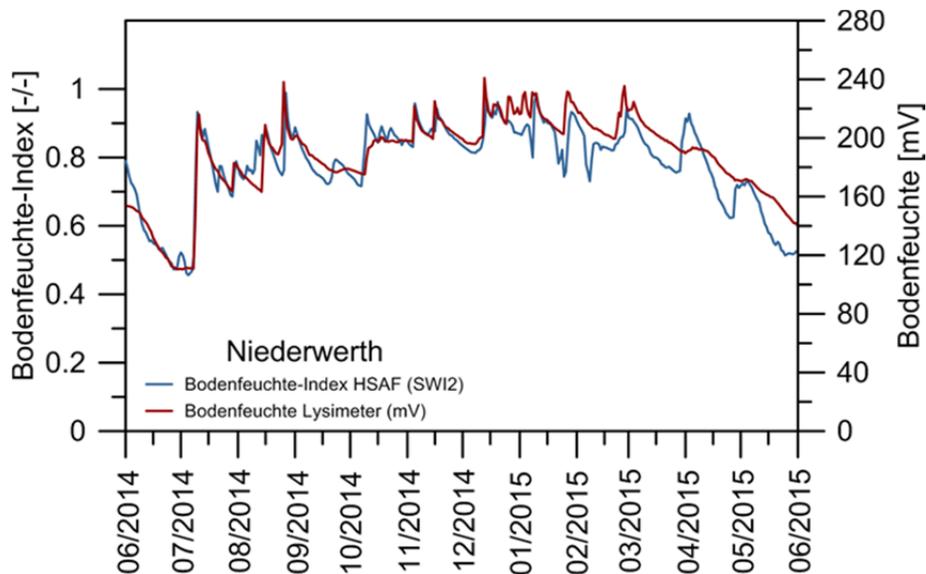


Abb. 4: Vergleich des Bodenfeuchte-Indexes auf Basis des H-SAF-Bodenfeuchteproduktes (Schicht 2: 7–28 cm) und der Bodenfeuchte-Messungen der Lysimeterstation Niederwerth (TDR-Sonde, 25 cm Tiefe, Ausgabesignal des Sensors).

Die Übereinstimmung ist hinsichtlich der zeitlichen Koinzidenz und dem relativen Schwankungsverhalten sehr gut und deutet auf ein erhebliches Potenzial des H-SAF-Bodenfeuchteproduktes hin. Weitere detaillierte Untersuchungen zur quantitativen Beschreibung der Qualität für unterschiedliche Zeiträume und Lokalitäten sind angedacht.

3.3 Konvektionserlaubende WRF Simulation und Hochwasser im Donaugebiet

Die adäquate Abbildung von Extremereignissen und Austauschprozessen an der Bodenoberfläche und der atmosphärischen Grenzschicht, ist nicht nur für die Wasserhaushaltsmodellierung, sondern auch im Kontext meteorologischer Modellierung eine Herausforderung. So bilden gängige regionale Klimamodelle aufgrund der üblichen räumlichen Auflösung bei langen Simulationszeitspannen Konvektionsprozesse nicht explizit ab. Diese fallen zumeist in die s.g. „Sub-Grid-Processes“, die durch Parametrisierungen approximiert werden. Dies bezieht sich auch auf die aktuelle Modellgeneration, die z.B. im Kontext des EURO-CORDEX-Projektes verwendet wird (JACOB et al. 2013).

In Kooperation mit dem meteorologischen Institut der Universität Bonn eruiert die BfG derzeit, inwieweit die – hinsichtlich der Rechenressourcen deutlich aufwendigere – konvektionserlaubende Klimamodellierung (als dynamisches Downscaling z.B. von GCM-basierten Klimaprojektionen) mit vielfältig verbesserten Modelleigenschaften (PREIN et al. 2015) einen Mehrwert aufweist z.B. in der Reproduktion von Niederschlags-Extremereignissen oder ge-

genüber der Nutzung grobmaschigerer Antriebsdaten für die hydrologische Modellierung. Zum Einsatz kommt dabei das regionale Klimamodell WRF (Weather Research and Forecasting Model, SKAMAROCK et al. 2008) in einem hochauflösenden 3 km Setup (ohne Parametrisierung der hochreichenden Konvektion) und in einer derzeit für kontinentale Modellgebiete immer üblicheren 12-km-Variante (mit Konvektionsparametrisierung), die auch im Projekt EURO-CORDEX zum Einsatz kam (EUR-11 Gitter). Das Gitter der 3 km Variante deckt Mitteleuropa (Abbildung 1) vollständig ab und ist in das größere Gebiet der 12-km-Variante eingeneset. Die Randwerte stammen im hier vorgestellten Experiment den ERA-Interim Reanalysedaten (DEE et al. 2011) des EZMW. Beide simultan gerechneten WRF-Läufe verwenden bis auf die unterschiedliche Auflösung und die im 3 km Lauf ausgeschaltete Konvektionsparametrisierung identische Modelleinstellungen, was eine gute Vergleichbarkeit beider Läufe für den Ausschnitt Mitteleuropa ermöglicht.

Als Teil eines Evaluierungsexperiments wurden die Zeitabschnitte 1992/11–1995/12, 2001/11–2003/12, 2009/11–2013/12 simuliert, die prominente hydrologische Extremsituationen in den deutschen Stromgebieten beinhalten (Winterhochwasser 1994/1995, Sommerhochwasser 2002, Sommerniedrigwasser 2003, Herbstniedrigwasser 2011, Sommerhochwasser 2013). Die Evaluierung erfolgt hier zum einen durch den Vergleich der WRF-Ergebnisse (Stundenwerte) mit Beobachtungsdaten des DWD-Messnetzes (Synop-Stationen). Außerdem wird die Wirkung der verschiedenen WRF-Varianten im Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME bewertet. Im Unterschied zu der vorgenannten LARSIM-ME-Variante (s. 3.1) wurde diese Variante automatisch kalibriert. Die wichtigsten anthropogenen Maßnahmen wurden im Modell berücksichtigt. Die Parametergrenzen wurden an unbeeinflussten Gebieten bestimmt.

Der Mehrwert der konvektionserlaubenden 3 km Simulation zeigt sich deutlich in der Häufigkeitsverteilung der stündlichen Niederschlagssummen (Abbildung 5). Eine Überschätzung der mittleren Niederschlagssumme zeigt sich im Vergleich zu den Beobachtungsdaten in beiden Auflösungen, wobei diese bei der 12-km-Simulation stärker ausgeprägt ist und vor allem aus der Überschätzung der geringen Niederschlagsintensitäten (0,1 – 1,0 mm/h) resultiert. Dagegen werden die starken Niederschlagsintensitäten von der 12-km-Simulation unterschätzt. Die 3-km-Simulation repräsentiert sowohl die geringen Intensitäten als auch die Extremwerte der gemessenen Niederschlagsverteilung deutlich besser. Dies gilt auch für die vom 3-km- auf das 12-km-Gitter interpolierten Werte (Kurve „WRF3_12“). Der Unterschied zwischen beiden Auflösungen zeigt sich besonders in den Sommermonaten, wenn Niederschlagsereignisse häufiger konvektiven Charakter haben als in den Wintermonaten. Für stratiforme (im Modell gitterskalige) Niederschläge ist der Unterschied weniger ausgeprägt (ohne Abbildung). Des Weiteren simuliert WRF bei konvektionserlaubender 3-km-Auflösung den Tagesgang des (konvektiven) Niederschlags realistischer als die 12-km-Auflösung (ohne Abbildung). Das mittlere Tagesmaximum wird in beiden Läufen zu früh und die Amplitude zu stark simuliert, liegt in der 3-km-Simulation jedoch näher an den Beobachtungen.

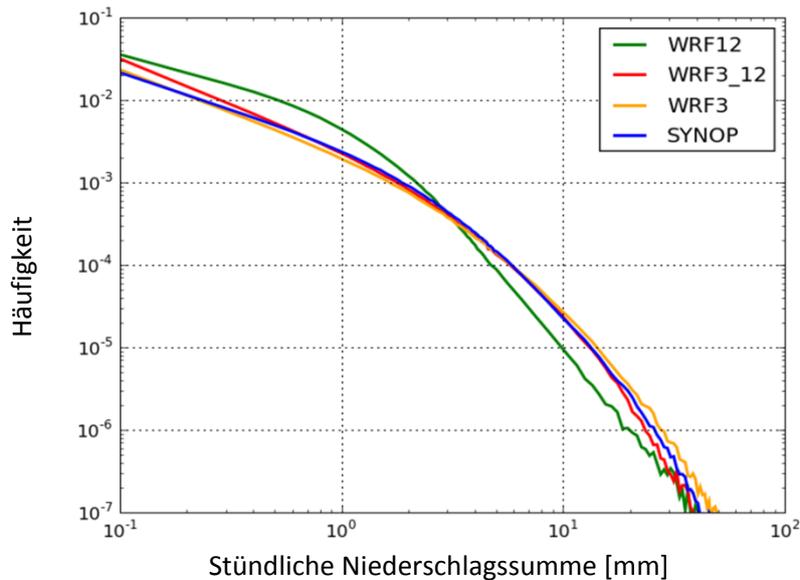


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung stündlicher Niederschlagssummen (Sommermonate: Juni, Juli August) aller Messstationen (1096 über Deutschland, blaue Kurve) und der jeweils nächstgelegenen Gitterpunkte der WRF Simulationen (grün: 12 km, gelb: 3 km, rot: 3 km auf 12-km-Gitter interpoliert) über den gesamten Simulationszeitraum von neun Jahren; niederschlagsfreie Stunden sind mit einbezogen.

Ein Zeitabschnitt des Hochwassers 2013 an der Oberen Donau dient als Fallbeispiel zur ersten Abschätzung der Güte der Simulationsergebnisse als Antriebsdaten. Um Skaleneffekte besser beurteilen zu können, wird das Einzugsgebiet der Salzach (Pegel Burghausen, A_{EO} ca. 6.500 km²) und der gesamten Oberen Donau bis zur Deutsch-Österreichischen Grenze (Pegel Achleiten, A_{EO} ca. 76.500 km²) herangezogen. Die Abbildungen 6 und 7 zeigen exemplarische Ergebnisse einer Anwendung der beiden WRF-Varianten (hier: tägliche Niederschlags- und Temperaturwerte) im Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME.

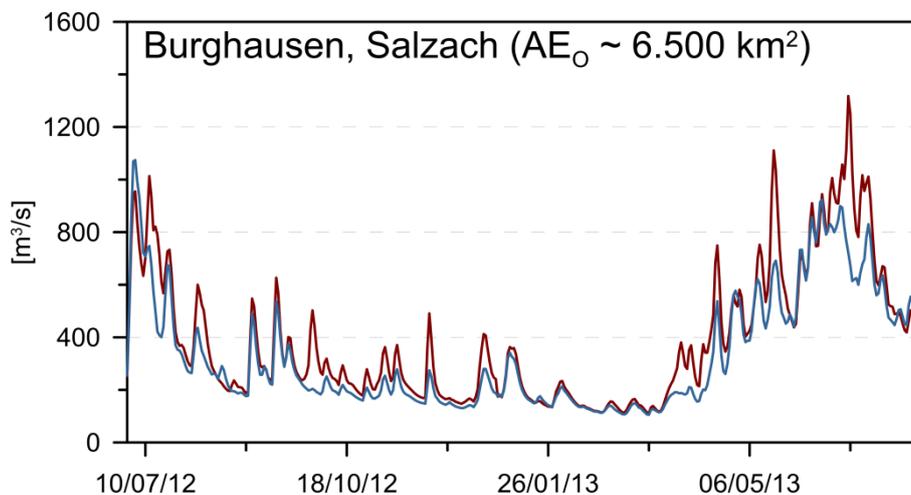


Abb. 6: Ergebnisse von Abflusssimulationen mit LARSIM-ME für den Pegel Burghausen (Salzach) unter Verwendung zweier Varianten von WRF (rot: 3 km; blau: 12 km).

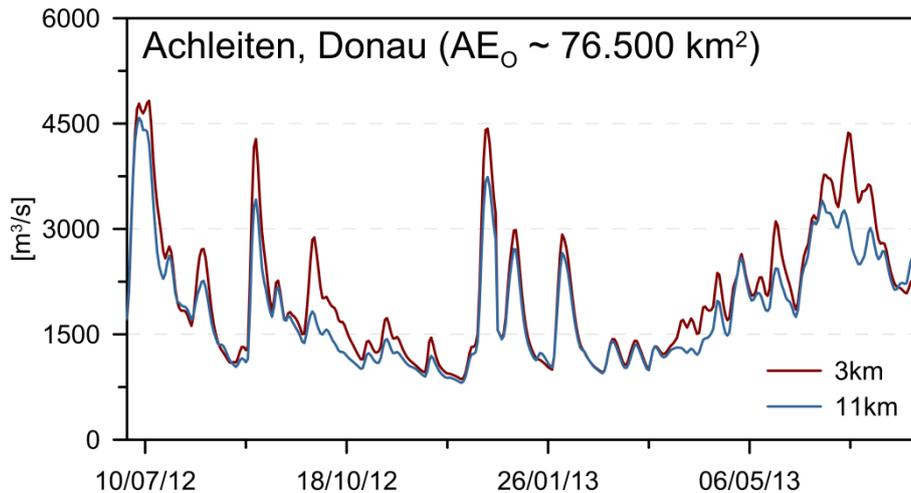


Abb. 7: Ergebnisse von Abflusssimulationen mit LARSIM-ME für den Pegel Achleiten (Donau) unter Verwendung zweier Varianten von WRF (rot: 3 km; blau: 12 km).

Die Wasserhaushaltssimulationen auf Basis der 3-km-Daten zeigen eine höhere Variabilität, die vor allem durch höhere Abflussspitzen verursacht wird und insbesondere in kleinen Einzugsgebieten (hier: Pegel Burghausen) auffällt. Dies ist auf höhere (realistischere) Niederschlagsextreme gegenüber der gröberen WRF-Variante zurückzuführen. Mit zunehmender Einzugsgebietsgröße, z.B. am Donauegel Achleiten (Abbildung 7), konvergieren die Ergebnisse der beiden Modellauflösungen.

Weiterhin fällt auf, dass das prominente Hochwasserereignis 2013 nicht zu sehen ist (beobachtete höchste Tagesabflüsse an den Pegeln Achleiten ca. 9.500 m³/s und Burghausen ca. 2.900 m³/s am 03.06.2013). Dies ist auch nicht zu erwarten, da die zu Extremereignissen führenden raumzeitlichen Überregnungsmuster in der transienten Klimasimulation mit großer kontinentaler, äußerer und ebenfalls großer innerer Modelldomäne nicht einzugsgebiets-scharf reproduziert werden. WRF übernimmt in der hier verwendeten, für lange Klimasimulationen ausgerichteten Modellkonfiguration nach einmal erfolgter Initialisierung lediglich laterale Antriebsdaten der stark beobachtungsbeeinflussten Reanalysen und generiert gebietsinterne Witterungsabfolgen basierend auf der Modellphysik selbst. Umfangreiche Ensemble-rechnungen, Nudging Datenassimilation oder eine Neuinitialisierung des Modelllaufs wären erforderlich, um die Realisierung der Witterungsabfolgen und meteorologischen Erscheinungen 2013 inklusive der relevanten Vorbedingungen exakt zu erfassen.

4. Diskussion

Die hier vorgestellten Datenprodukte bieten einen erkennbaren Mehrwert für das Monitoring von hydrologischen Extremereignissen sowie von Langzeitentwicklungen des Wasserdargebotes. Sie erlauben es, großräumige hydrologische Modelle mit unabhängigen Daten zu verifizieren und können zur Bestimmung von Modellparametern z.B. über multikriterielle Optimierungsverfahren herangezogen werden. Darüber hinaus bietet sich die Möglichkeit an, diese räumlich vorliegenden Beobachtungsdaten über entsprechende Verfahren der Datenassimilation direkt in die hydrologische Modellierung mit einzubeziehen und damit an Beobachtungen angepasste raum-zeitliche Felder wichtiger Wasserhaushaltskomponenten zu berech-

nen. Die tägliche, nahe Echtzeit Bereitstellung der Daten ermöglicht zudem eine ad-hoc-Analyse von Extremereignissen noch während des Prozesses.

Der Mehrwert der konvektionserlaubenden 3-km-Simulation zeigt sich deutlich in der Häufigkeitsverteilung der stündlichen Niederschlagssummen und deutet an, dass statistische Bias-Korrekturen, die heute noch für die hydrologische Klimafolgenmodellierung notwendig sind, durch Verbesserung auf Klimamodellebene reduziert werden können. Die Tatsache, dass im Evaluierungslauf des Klimamodells, d.h. unter quasi-beobachteten, Re-Analysen-basierten Randbedingungen, das extreme Hochwasserereignis 2013 deutlich geringer ausfällt, verdeutlicht, dass die Nutzung hochauflösender regionaler Klimasimulationen nicht zwangsläufig geeignete Antriebsdaten für die hydrologische Modellierung generiert.

Literatur

- ALBERGEL, C., DE ROSNAY, P., GRUHIER, C., MUNOZ-SABATER, J., HASENAUER, S., ISAKSEN, L., KERR, Y.F. & W. WAGNER (2011): Evaluation of remotely sensed and modelled soil moisture products using global ground-based in situ observations. ECMWF Technical Memorandum 652.
- EICKER, A., KUSCHE, J., LÖCHER, A. & J. SCHALL (2014): Projekt "Meeresspiegel und Wasserhaushalt". Interner Abschlussbericht.
- JACOB, D., PETERSEN, J., EGGERT, B., ALIAS, A., CHRISTENSEN, O. B., BOUWER, L., BRAUN, A., COLETTE, A., DÉQUÉ, M., GEORGIEVSKI, G., GEORGOPOULOU, E., GOBIET, A., MENUT, L., NIKULIN, G., HAENSLER, A., HEMPELMANN, N., JONES, C., KEULER, K., KOVATS, S., KRÖNER, N., KOTLARSKI, S., KRIEGSMANN, A., MARTIN, E., MEIJGAARD, E., MOSELEY, C., PFEIFER, S., PREUSCHMANN, S., RADERMACHER, C., RADTKE, K., RECHID, D., ROUNSEVELL, M., SAMUELSSON, P., SOMOT, S., SOUSSANA, J.-F., TEICHMANN, C., VALENTINI, R., VAUTARD, R., WEBER, B. & P. YIOU (2013): EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research Regional Environmental Change, Springer Berlin Heidelberg, 1–16.
- KNIST, S., GOERGEN, K., NILSON, E., KRAHE, P., KLEIN, B. & C. SIMMER (2014): First results of using convection-permitting WRF simulations to drive the LARSIM hydrological model. American Geophysical Union, Fall Meeting 2014, abstract #A23H-3345.
- LINDSTROM, G., JOHANSSON, B., PERSSON, M., GARDELIN, M. & S. BERGSTROM (1997): Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of Hydrology* 201(1–4), 272–288.
- LUDWIG, K. & M. BREMICKER (2006): The Water Balance Model LARSIM. Design, Contents and Applications. *Freiburger Schriften zur Hydrologie*, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg, Band 22.
- NILSON E. & P. KRAHE (in Vorber.): Untersuchungen zum natürlichen Wasserdargebot in Mitteleuropa unter Berücksichtigung des globalen Klimawandels. BfG-Bericht. 210 S.
- PREIN, A. F., LANGHANS, W., FOSSER, G., FERRONE, A., BAN, N., GOERGEN, K., KELLER, M., TÖLLE, M., GUTJAHR, O., FESER, F. et al. (2015): A review on regional convection-permitting climate modeling: Demonstrations, prospects, and challenges. *Reviews of Geophysics*, 53, 323–361.

- PROMNY, M. & P. KRAHE (2013): Zeitliche Entwicklung ausgewählter Messdaten der Lysimeterstation Niederwerth 1987 bis 2011, 15. Gumpensteiner Lysimetertagung 2013, ISBN: 978-3-902559-90-6: S. 127–132.
- RAMILLIEN, G., FRAPPART, F., CAZENAVE, A. & A. GÜNTNER (2005): Time variations of land water storage from an inversion of 2 years of GRACE geoids. *Earth and Planetary Science Letters*, Volume 235, Issue 1, Pages 283–301
- SKAMAROCK, W., KLEMP, J. B. DUDHIA, J., GILL, D. O., BARKER, D., DUDA, M. G., HUANG, X.-Y. & W. WANG (2008): A Description of the Advanced Research WRF Version 3, available at: <http://opensky.ucar.edu/islandora/object/technotes:500>. doi:10.5065/D68S4MVH.
- SPRINGER, A., EICKER, A., SCHALL, J., LÖCHER, A., KUSCHE, J., KRAHE, P., SUDAU, A., KEUNE, J. & S. KOLLET (2014): Evolution of the Water Budget in the Danube basin: A multi-perspective View. In: DORNER, W., MARQUARDT A. & U. SCHRÖDER (Edt.): *Proceedings XXVI CONFERENCE OF THE DANUBIAN COUNTRIES ON HYDROLOGICAL FORECASTING AND HYDROLOGICAL BASES OF WATER MANAGEMENT 22–24 September 2014 | Deggendorf, Germany*, p.137–140

Smart Data in der Hydrologie: Neue diagnostische Werkzeuge

Gunnar Lischeid, Thomas Kalettka, Christoph Merz und Jörg Steidl

„Big Data“, d.h. die Verfügbarkeit und die gezielte Nutzung sehr großer Datensätze, hat in der Wirtschaft zur Entwicklung sehr lukrativer neuer Geschäftsmodelle geführt. Daten stehen auch in der Hydrologie und Wasserwirtschaft zunehmend in großer Menge und guter Qualität zur Verfügung. Das Potenzial großer Datensätze kann aber, ähnlich wie in der IT-Wirtschaft, nur dann genutzt werden, wenn auch entsprechende Verfahren zur Analyse der Daten genutzt werden. Nur dann wird aus „Big Data“ tatsächlich „Smart Data“. Im Bereich der Wasserwirtschaft und der Umweltbehörden stellt sich dabei insbesondere die Frage, inwieweit moderne „smarte“ Verfahren als diagnostische Werkzeuge genutzt werden können, um die Wirksamkeit vorgenommener Maßnahmen überprüfen oder generell anthropogene von natürlichen oder Klimawandel-Effekten unterscheiden zu können. In der Praxis sind entsprechende Modelle aufgrund des hohen Arbeits- und Zeitaufwandes und der erforderlichen speziellen Expertise dafür oft nur sehr eingeschränkt nutzbar. In der hydrologischen Forschung hat die Entwicklung und Bereitstellung entsprechender leistungsfähiger diagnostischer Werkzeuge allerdings bisher keinen großen Stellenwert eingenommen. Inzwischen liegen jedoch einige vielversprechende Ansätze vor, die mit vergleichsweise geringem Aufwand sehr effiziente Analysen zur Beantwortung Praxis-relevanter Fragestellungen erlauben. Sie basieren auf folgenden Annahmen:

- 1) Einzelne Ursachen haben vielfältige Auswirkungen. Umgekehrt spiegeln beobachtete zeitliche oder räumliche Muster das Zusammenspiel unterschiedlicher Prozesse oder Einflussgrößen wider.
- 2) Die Zahl der dominierenden Prozesse oder Einflussgrößen ist jedoch klein.
- 3) Hydrologische Systeme sind selten wirklich stationär, sondern unterliegen kontinuierlichen Veränderungen.

Zur Analyse eines umfangreichen Datensatzes der Beschaffenheit von Grund-, Fließ- und Standgewässern in der Uckermark (96 Messstellen, 2449 Proben) wurden Selbstorganisierende Karten, kombiniert mit Sammon's Mapping, eingesetzt. Insbesondere die kleinen Standgewässer wiesen eine sehr hohe zeitliche und räumliche Heterogenität auf, die eine naturschutzfachliche Bewertung sehr erschweren. Mit dem verwendeten Ansatz konnten besonders auffällige Gewässer schnell identifiziert, konsistente Trends in vielen Fließgewässern bestimmt und der Zusammenhang zwischen verschiedenen Oberflächen- und Grundwässern dargestellt werden. Schließlich ließ sich damit auch die völlig unterschiedliche kurzfristige zeitliche Dynamik in den Fließ- und in den Standgewässern nachweisen, die auf unterschiedliche Mechanismen zurückgeführt werden konnte. Dieser Ansatz erwies sich damit als sehr effizient, schnell zu einer ersten Bewertung großer, heterogener Datensätze der Umweltbeobachtung zu kommen und kritische räumliche Muster oder zeitliche Entwicklungen zu identifizieren.

Mehrbild-Photogrammetrie als Werkzeug zur Erstellung von digitalen Oberflächenmodellen – Auswertung eines Deichbruchs anhand von UAV-Videoaufnahmen

Jens Brauneck, Robert Jüpner und Reinhard Pohl

Zusammenfassung

Am 8. Juni 2013 wurde während des Deichbruches an der Saale-Mündung bei Breitenhagen im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) ein Multikopter zur Lagebeurteilung eingesetzt. Es fand keine weitere Auswertung der während der Befliegungen erstellten Videoaufnahmen durch einen der Katastrophenschutzstäbe statt, sodass eine Beschäftigung mit der Thematik im Rahmen eines Forschungsvorhabens der TU Kaiserslautern und der TU Dresden durchgeführt wurde. Auch wenn die Arbeiten noch weitergeführt werden, so lässt sich anhand dieses Beispiels illustrieren, welche Verarbeitungsschritte von den Foto- oder Videoaufnahmen bis zum digitalen Oberflächenmodell und den daraus abgeleiteten hydronumerischen Modellen notwendig sind und welche Potentiale in der Kopplung von UAV-Aufnahmen und hydrodynamischen Modellen besteht.

1. Einleitung

Für Einsätze im Katastrophenfall stehen in Europa und weltweit unterschiedliche Satellitensysteme bereit, die schnell flächenhafte Daten zur Verfügung stellen können. Bodenbasierte Untersuchungen sind ebenfalls wichtig, haben aber häufig das Problem, dass deren Verortung im Sinne einer Georeferenzierung nicht oder nur unzureichend möglich ist (BOSCARDO 2013).

Mittels einer Kombination von unbemannten Flugkörpern (engl. unmanned aerial vehicle, kurz: UAV) und digitalen Aufnahmesystemen können ganze Landschaften hochaufgelöst und dreidimensional erfasst werden. Unabhängig von ihrer Größe, dem Antriebssystem und der Reichweite lassen sich die aktuellen UAV-Systeme in Flächenflieger und Multikopter unterscheiden. Bereits seit längerer Zeit werden eher statisch aufnehmende Heißluftballons und Flugdrachen (ABER et al. 2010) eingesetzt. Die Preisspanne der auf dem Markt erhältlichen zivilen Flugsysteme ist beachtlich und reicht von ca. 1.000 € bis ca. 80.000 €. Die wesentlichen technischen Unterschiede liegen insbesondere bei:

- den Kameras (Sensorgrößen)
- den Stabilisierungssystemen (sog. gimbals)
- den Positionierungs- und Lageerfassungssystemen (GNSS/GPS und IMU)
- den Antriebssystemen (evtl. inkl. Redundanz) und erreichbaren Flugzeiten

Sehr teuren Systemen mit hoher Auflösung, großen Aufnahmesensoren und genauer Positionserfassung stehen somit low-cost-Systeme mit kleinen Kameras und ungenauerer Positionserfassung gegenüber. Bei einer optimalen Systemkonfiguration kann die erreichbare Auflösung von low-cost-Systemen im Zentimeterbereich liegen und erreicht somit Genauigkeiten, die auch von Laserscannern geboten werden – allerdings zu einem Bruchteil der Kosten (KERSTEN et al. 2015).

Der Prozessieraufwand bei komplexen Gebilden und größeren Flächen ist enorm hoch und hängt insbesondere von der Auflösung der Aufnahmen und daraus folgend von der Anzahl der zu prozessierenden Aufnahmen ab. In Abbildung 1 erfolgt eine Einordnung der unterschiedlichen Verfahren und Aufnahmeplattformen zur Aufnahme dreidimensionaler

Informationen im Kontext zur Komplexität der aufgenommenen Objekte. Es wird deutlich, dass UAV-Systeme in einem breiten Einsatzbereich vertreten sind und die Auswertung der UAV-Einsätze/Befliegungen in einer Vielzahl von Anwendungen erfolgen kann. So werden UAV zunehmend in den Geowissenschaften zur Landschaftsanalyse (WESTOBY et al. 2012) oder für hydrologische Fragestellungen (LEJOT et al. 2007) eingesetzt. In der Archäologie sowie im Bereich der bauhistorischen Forschung werden Techniken aus der Mehrbild-Photogrammetrie bereits seit einigen Jahren verwendet.

Eine Vielzahl kommerzieller Firmen (insb. Vermessungsbüros) bietet in Deutschland UAV-gestützte Vermessungsdienstleistungen zur Erstellung von Orthofotos und digitalen Geländemodellen an. Allerdings existieren noch keine einheitlichen Standards bezüglich der Datenaufnahme und Aufnahmesysteme, die eine automatisierte Auswertung der Ergebnisse ermöglichen würden.

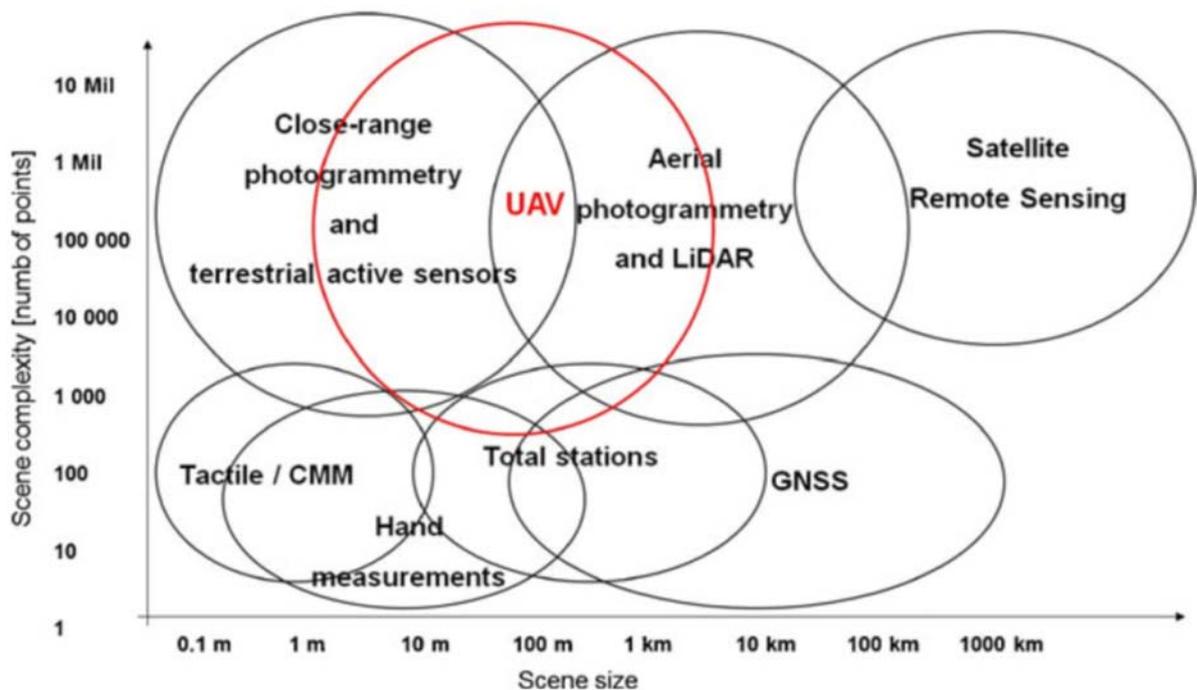


Abb. 1: Verfahren, Sensoren und Plattformen zur Aufnahme von dreidimensionalen Informationen im Zusammenhang mit der Komplexität der Landschaft (NEX & REMONDINO 2014).

2. Digitale Photogrammetrie

Die Erzeugung von Luftbildern zur Erstellung topographischer Karten ist historisch gesehen die am weitesten verbreitete Anwendung der Photogrammetrie und seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts umfänglich im Einsatz. Durch die stereoskopische Auswertung der Luftbildaufnahmen können mittels Luftbildumzeichnern (Stereografen) halbautomatisch Höheninformationen aus den Luftbildern gewonnen werden.

Die Entwicklung und der Einsatz der UAV-Systeme und daran gekoppelter Aufnahmesysteme/Kameras, sowie die verfügbaren Verfahren der digitalen Bildverarbeitung haben in jüngster Zeit zur Weiterentwicklung und Verbreitung digitaler Methoden geführt, die aus dem Fachbereich der Mehrbild-Photogrammetrie stammen.

Der Begriff „Structure-from-Motion“ (SfM) bezeichnet die Modellierung von dreidimensionalen Punktwolken, Oberflächen und Objekten auf Grundlage von konventionellen Bildaufnahmen. Durch die Bewegung im Raum perspektivisch unterschiedlich angeordnete Bildsequenzen werden in einer Softwareumgebung analysiert und zueinander passende Bilder zugeordnet. Aus diesen Informationen werden in einem mehrstufigen Verfahren sowohl die jeweiligen Kamerapositionen abgeleitet als auch die relative Orientierung korrespondierender Merkmalspunkte im Raum errechnet.

Integriert man in diese Modelle die Information übergeordneter Koordinatensysteme, entweder durch GPS-/GNSS-Sensoren oder externe Passpunkte, erhält man die absolute Orientierung der berechneten digitalen Oberflächenmodelle und kann diese beispielsweise innerhalb eines Geoinformationssystems oder CAD-Programms weiterverarbeiten. Die daraus abgeleiteten digitalen Oberflächenmodelle eignen sich beispielsweise als Grundlage für Oberflächenanalysen und hydronumerische Modelle. Eine zunehmende Anzahl von Veröffentlichungen beschäftigt sich mit den Vor- und Nachteilen der verschiedenen SfM-Softwarelösungen, die sich im Wesentlichen darin unterscheiden, wie stark man als Nutzer in die Prozessierungsschritte einblicken resp. eingreifen kann und wie reproduzierbar die Ergebnisse sind (REMONDINO et al. 2012). Der entscheidende Punkt für die Genauigkeit der Modelle ist der Prozess der Georeferenzierung, der wesentlich durch die technische Ausstattung des Flugsystems vorbestimmt ist. Steht keine hochgenaue Erfassung der Position durch GNSS/GPS und IMU-Systeme zur Verfügung, müssen referenzierbare Passpunkte innerhalb der Aufnahmen zur Verfügung stehen. Die Genauigkeit dieser Punkte bestimmt dann die maximal erzielbare Genauigkeit des finalen Modells. Am Beispiel des Deichbruchs in Breitenhagen wird erläutert, wie eine Modellierung ohne interne Lageinformation durchzuführen ist und welche Genauigkeiten dabei erzielt werden können.

3. Deichbruch Breitenhagen

Am 09. Juni 2013 kam es gegen 7:20 Uhr infolge der langanhaltenden Hochwassersituation zu einem Deichversagen zwischen Deichkilometer 0+400 und 0+540 in der Nähe des Schöpfwerkes Breitenhagen. Innerhalb der ersten 40 Minuten nach Beginn des Deichbruchs erweiterte sich die Bresche auf schätzungsweise 40 m und in den folgenden neun Stunden wuchs die Breite auf ca. 140 m an. Eine Fläche von ca. 85 km² wurde überflutet, dabei wurden sieben Dörfer eingeschlossen und mussten z.T. evakuiert werden.

3.1 Auswertung der Befliegung

Zur Erkundung der Bruchstelle wurde am 09. Juni ein UAV-System der Firma AscTec (System Falcon 8) eingesetzt. Dabei entstanden insgesamt fünf Videoaufnahmen mit Längen zwischen 1:28 und 10:35 Minuten. Die Originaldaten wurden beim Kopieren der Daten überschrieben und liegen nicht vor, daher können die Abstände der Videosequenzen untereinander nur mit 2 Minuten geschätzt werden. Der Beginn der Aufnahmen wird auf 10 Minuten nach Einsetzen des Deichbruchs geschätzt. Die Auflösung der Aufnahmen beträgt 1280*720 Pixel mit 50 Einzelbildern (frames) pro Sekunde (fps). Pro Sekunde wird ein Bild entnommen, insgesamt liegen somit 2.077 Aufnahmen vor. Auf ca. 10 % der Aufnahmen ist der Deichbruch zu sehen, insgesamt können vier Sequenzen aus drei Videos zur Detailuntersuchung benutzt werden. Dabei besteht jede Sequenz aus einer unterschiedlichen Anzahl relevanter Frames.

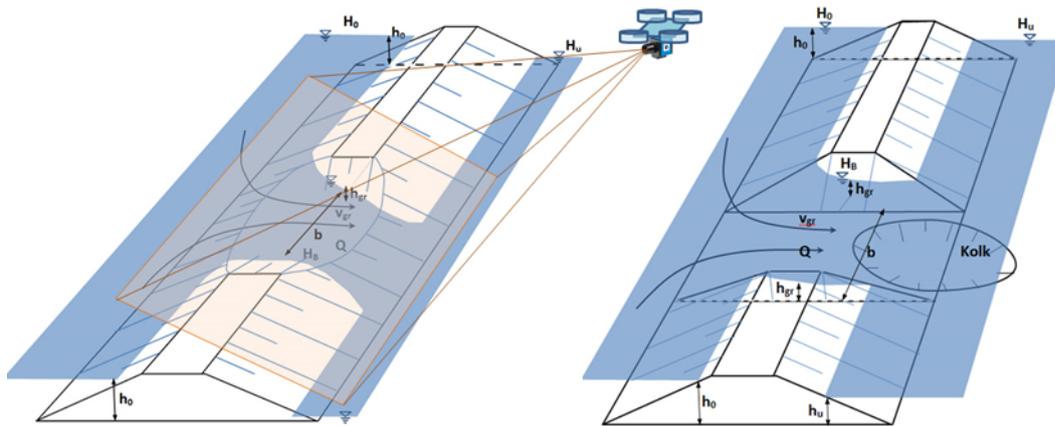


Abb. 2: Prinzip der Auswertung.

Die vorliegenden Daten wurden in einem Forschungsprojekt der TU Kaiserslautern und der TU Dresden analysiert. Dabei stand die Frage im Mittelpunkt, welche Informationen aus den genannten UAV-Aufnahmen mit welcher Genauigkeit ableitbar sind und ob die gewonnenen Daten zu einer verbesserten hydrodynamischen Modellierung beitragen können.

Für jede Sequenz wurde ein Modell innerhalb der Software Agisoft Photoscan aufgebaut und mit der maximalen Auflösung resp. Genauigkeit berechnet. Zur Ermittlung der Passpunkte (engl. ground control points, gcp) wurden Katasterdaten und zusätzlich digitale Orthofotos (DOP 20) benutzt. Die Höheninformation des unbeschädigten Deichs wurde aus einem DGM 1 ermittelt.

Aufgrund der geringen Anzahl passender Aufnahmen bei Modell 02 und Modell 04 mussten diese um zusätzliche Frames aus Modell 01 erweitert werden. Die veränderlichen Bestandteile wurden dabei ausgeblendet, so dass allein die statische Peripherie des Bruchs zur Verbesserung der Modellgenauigkeit genutzt wurde. Dies und die unterschiedlichen Aufnahmewinkel führen zu deutlichen Unterschieden bezüglich der Modellgenauigkeiten und Auflösungen. Modellintern ergibt sich für die Höhenungenauigkeit im Bereich des Bruchs ein rechnerischer Wert von 8 bis maximal 15 cm, allerdings ohne die Ungenauigkeiten der Passpunkte als Folgefehler zu berücksichtigen. Als Ergebnisse der Modellierung stehen georeferenzierte Orthofotos und digitale Oberflächenmodelle zur Verfügung (Abbildung 3), allerdings werden diese Ergebnisse mit unterschiedlich hohem Rechenbedarf erzielt.

Betrachtet man die gängigen Ergebnisse in der Reihenfolge ihrer Entstehung ergibt sich folgendes Bild:

- Echtzeitübertragung von Videos mit hoher Auflösung,
- Georeferenzierte/Geogetaggte Aufnahmen (Einzelbilder),
- entzerrte Orthofotos (Bildmosaik oder aus 3D-Modell abgeleitet),
- digitale Oberflächenmodelle (mit relativen oder durch Referenzierung in ein Höhenbezugssystem eingebundenen absoluten Höhen)

Als Ausgabe der Modellierung wurden digitale Oberflächenmodelle mit 10*10 cm sowie Orthofotos mit Auflösungen zwischen 3,5 (Modell03) und 8,7 cm (Modell01) erstellt (Abbildung 3). Anhand der Oberflächenmodelle wurden über dem Bruchbereich Profillinien mit 1 m Abstand konstruiert und die Höhe in 10 cm Abständen abgetragen. Zusätzlich erfolgte die Kartierung der Wasserspiegel und Breschenbreiten anhand der Orthofotos.

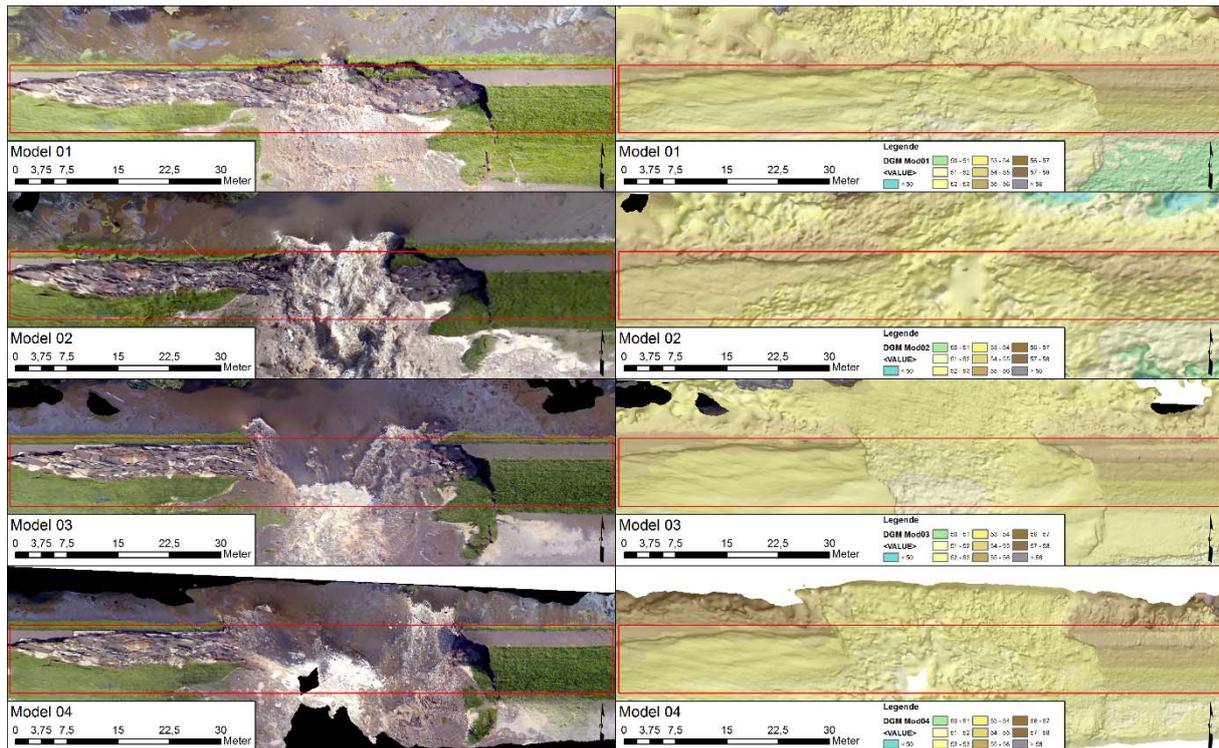


Abb. 3: Ergebnisse der Modellierung Orthofotos (links) und DOM (rechts).

3.2 Hydronumerische Modellierung

Die so ermittelten Geländehöhenverhältnisse und die sich dynamisch verändernden Breschenmaße dienen als Grundlage zur Durchflussberechnung. Da die lokalen Fließgeschwindigkeiten und Abflüsse bei einem Deichbruch nicht direkt gemessen werden können, ist der Versuch unternommen worden, diese Größen anhand der photogrammetrischen Daten abzuleiten und deren Genauigkeiten abzuschätzen. Einige vordefinierte Annahmen sind für die Berechnung notwendig, da nicht alle benötigten Informationen vorliegen:

- Breitkroniger Überfall oder Venturigerinne mit der Grenztiefe und der Grenzgeschwindigkeit in der Engstelle (Bresche),
- rückgestauter Überfall, sobald das Unterwasser auf mehr als ungefähr drei Viertel der Oberwassertiefe ansteigt,
- kein Fließwechsel, wenn die unterwasserseitige Energiehöhe die minimale Energiehöhe in der Engstelle übersteigt, falls noch ein Restdeich in der Bresche vorhanden ist, wirkt dieser wie eine (positive) Sohlschwelle,
- Breschengeometrie näherungsweise als Trapez,
- sehr steile Bruchränder deuten auf Rechteckprofil,
- Auskolkungen sind während des Hochwassers nicht einzusehen und werden nur näherungsweise angenommen.

Einige Parameter müssen aufgrund der reduzierten Eingangsinformation vernachlässigt werden:

- Fließgeschwindigkeiten in ausreichender Distanz zur Bresche auf der Oberwasserseite und der Unterwasserseite, sowie
- Umlenkungseffekte bei Änderung der Fließrichtung.

In früheren Beiträgen (JÜPNER et al. 2015, BRAUNECK et al. 2016) wurde schon auf die Möglichkeit der Nachrechnung mit Hilfe von hydronumerischen Modellen hingewiesen. Mit den dort aufgeführten Gleichungen konnten der Durchfluss und Breschenparameter näherungsweise bestimmt werden. Aufgrund von Unschärfen der Eingangsparameter wurden mittels einer Monte-Carlo-Berechnung die Konfidenzintervalle der resultierenden Werte berechnet.

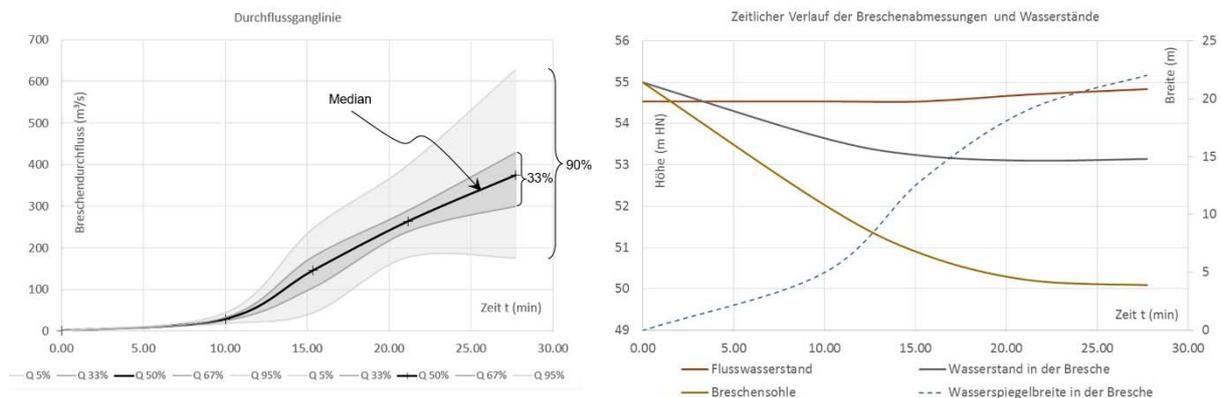


Abb. 4: Ergebnisse der hydronumerischen Modellierung (BRAUNECK et al. 2016).

4. Fazit

Trotz ihrer weiten Verbreitung ist bis heute unklar, wie sich UAV-Systeme im Katastrophenfall sinnvoll einsetzen und im Sinne des Katastrophenmanagements einbinden lassen. Dazu muss ermittelt werden, welche Daten(-produkte) zuverlässig innerhalb bestimmter Zeitpunkte verfügbar sein können und welche Vorgaben resp. Standards dazu notwendig sind, insbesondere im Hinblick auf die Vielzahl unterschiedlicher Flug- und Aufnahmesysteme.

Die ausgewerteten Aufnahmen der Befliegung bei Breitenhagen stehen stellvertretend für eine Geräteklasse, die ohne Erfassung der Lageparameter und mit 9 Megapixeln nur mit sehr geringen Auflösungen operieren. Es hätten wesentlich mehr Informationen abgeleitet werden können, wenn der Steuerer die Bruchstelle häufiger aufgenommen hätte.

Statt Videoaufnahmen bieten sich als Alternative Fotos an, da diese i.d.R. die Registrierung der Lageparameter aus einem GPS-/GNSS-Empfänger ermöglichen. Diese Information hilft, in wesentlich kürzerer Zeit verlässliche Lageinformation anhand von Orthofotos oder georeferenzierter Aufnahmen ableiten zu können.

Es stellt sich die Frage, ob diese Informationen, ebenso wie alle anderen Daten mit partizipativem Charakter, wie VGI (volunteered geographic information) oder Social Media-Informationen, im Katastrophenmanagement eingebunden werden können (Roche et al. 2011) und wenn ja, an welcher Stelle. Zwar sind grundsätzlich die luftbasierten Daten geeignet, im Sinne des „Rapid Mapping“ schnell Übersichtskarten zu erstellen, bei all diesen Informationen stellt sich allerdings die Frage der Zuverlässigkeit, resp. der korrekten Verortung.

Literatur

- ABER, J.S., MARZOLFF, I. & RIES, J.B. (2010): Chapter 8 - Platforms for Small-Format Aerial Photography", in ABER, J.S., MARZOLFF, I. & RIES, J.B. (Hrsg.), Small-Format Aerial Photography, Elsevier, Amsterdam, pp. 91–118.
- BOCCARDO, P. (2013): New perspectives in emergency mapping. *Eur. J. Remote Sens.*, 46. Jg., S. 571–582.
- BRAUNECK, J., JÜPNER, R. & POHL, R. (2016 - akzeptiert): Auswertung des Deichbruchs Breitenhagen (Juni 2013) anhand von UAS-basierten Videoaufnahmen. Tagungsband zum 39. Dresdner Wasserbaukolloquium, Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen
- JÜPNER, R., BRAUNECK, J. & POHL, R. (2015): Einsatz von Drohnen im Hochwasserfall – Erfahrungen und Ideen. In: *WasserWirtschaft*, Heft 9, S. 49–54
- KERSTEN, T., MECHELKE, K. & MAZIULL, L. (2015): 3D MODEL OF AL ZUBARAH FORTRESS. In: QATAR - TERRESTRIAL LASER SCANNING VS. DENSE IMAGE MATCHING, *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, XL-5/W4, pp. 1–8.
- LEJOT, J., DELACOURT, C., PIÉGAY, H., FOURNIER, T., TRÉMÉLO, M.-L. & ALLEMAND, P. (2007): Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform, *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 32 No. 11, pp. 1705–1725.
- NEX, F. & REMONDINO, F. (2014): UAV for 3D mapping applications: a review, *Applied Geomatics*, Vol. 6 No. 1, pp. 1–15.
- REMONDINO, F., DEL PIZZO, S., KERSTEN, T.P. & TROISI, S. (2012): Low-cost and open-source solutions for automated image orientation – A critical overview. In: *Progress in cultural heritage preservation* (pp. 40–54). Springer Berlin Heidelberg.
- ROCHE, S., PROPECK-ZIMMERMANN, E. & MERICKSKAY, B. (2011): GeoWeb and crisis management: issues and perspectives of volunteered geographic information", *GeoJournal*, Vol. 78 No. 1, pp. 21–40.
- WESTOBY, M. J., BRASINGTON, J., GLASSER, N. F., HAMBREY, M. J. & REYNOLDS, J. M. (2012): 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. In: *Geomorphology* 179, S. 300–314. DOI: 10.1016/j.geomorph.2012.08.021.

Optimierung hydrometrischer Auswerteverfahren für Abflussmessungen

Fabian Netzel, Christoph Mudersbach, Marc Scheibel und Alexander Lücke

Zusammenfassung

Im Bereich der Abflussmessungen werden derzeit viele unterschiedliche temporäre und stationäre Messtechniken angewendet. Die bekanntesten Verfahren sind dabei Ultraschallanlagen, ADCP-, Tracer- und Flügelmessungen, sowie zunehmend auch mobile ADCP-Profiler. Jedes der Systeme bietet unterschiedliche Vor- und Nachteile im operativen Einsatz und ist abhängig von der Charakteristik der Pegelanlage und von der zu messenden Wassermenge. So stellt beispielsweise die ADCP-Technik eine enorme Zeitersparnis im Vergleich zur Abflussmessung mit dem hydrometrischen Flügel dar, ist bei besonders kleinen und flachen Gewässern jedoch nicht uneingeschränkt einsetzbar. In enger Zusammenarbeit zwischen der Hochschule Bochum (Lehrgebiet Wasserbau und Hydromechanik) und dem Wupperverband wird ein Softwaretool entwickelt, welches über verschiedene Auswertemechanismen einen systematischen Vergleich der unterschiedlichen Messverfahren bzw. Messsysteme vornehmen soll. Dazu werden in vergleichenden Messkampagnen an charakteristischen Pegeln im Verbandsgebiet des Wupperverbandes Messdaten erzeugt, über die Software eingelesen und in Bezug auf die Kenngrößen Abfluss (Q), Geschwindigkeit (v), Querschnittsfläche (A) und K-Faktoren (K) untersucht. Auf Basis der durchgeführten Auswertungen und der messstellenspezifischen Randbedingungen erfolgt anschließend eine Qualitätsbewertung der Messdaten und des Messverfahrens. Somit können zum einen die Nutzungseignung und Unsicherheiten der Datensätze für hydrometrische Fragestellungen bewertet und andererseits geeignete Kombinationen der Messverfahren und –ergebnisse untereinander ausgegeben werden, um die Nachteile der einzelnen Verfahren zu minimieren und die Vorteile optimal auszunutzen.

1. Einleitung

Wasserstand und Abfluss stellen im Bereich der Wasserwirtschaft die wesentlichen Bemessungsgrößen dar. Zur Auslegung und zum Betrieb unterschiedlichster wasserbaulicher Einrichtungen wie beispielsweise Wehre und Talsperren, Wasserkraft- und Trinkwasseraufbereitungsanlagen, zur Prognose von Hoch- und Niedrigwasserständen aber auch zur Kalibrierung von hydrodynamisch-numerischen Modellen ist eine hochaufgelöste, möglichst kontinuierliche und fehlerfreie Erfassung dieser Daten unerlässlich.

Grundlegend dafür ist die quantitative Bestimmung des Abflusses. In oberirdischen Gewässern kann diese mit unterschiedlichen Messmethoden erfolgen. Die gängigsten Verfahren dazu sind der konventionelle hydrometrische Flügel, ADCP-Systeme (Messmethode per Boot/ Geräteträger oder mobiles ADCP), Radar- und stationäre Ultraschallsysteme. Jedes der angeführten hydrometrischen Systeme bietet Vor- und Nachteile mit unterschiedlichen Anwendungsgrenzen und Messgenauigkeiten von Fließgeschwindigkeiten, welche zur Ableitung der Geschwindigkeitsprofile und letztendlich zusammen mit der Querschnittsfläche zur Bestimmung des Durchflusses herangezogen werden.

So stellt beispielsweise die ADCP-Technik eine enorme Zeitersparnis und einen erhöhten Detaillierungsgrad im Vergleich zur Abflussmessung mit dem hydrometrischen Flügel dar, ist bei besonders kleinen und flachen (Blanking-Bereiche) oder hoch turbulenten Gewässern (Instabilität des Geräteträgers) jedoch nicht uneingeschränkt einsetzbar.

Aus den genannten Anforderungen an die hydrometrischen Größen Wasserstand und Abfluss sowie den unterschiedlichen Randbedingungen (siehe Kapitel 2.1.) der jeweiligen Messverfahren zur Bestimmung des Abflusses ergibt sich die Fragestellung, inwiefern die Erfassung möglichst effektiv und mit einer hohen Qualität erfolgen kann. Dabei spielt zum

einen die Wahl des Messverfahrens in Abhängigkeit der örtlichen Gegebenheiten, zum weiteren jedoch auch die Auswertung der einzelnen Messungen einschließlich der Bewertung der Ergebnisse eine wichtige Rolle.

Mit dem Ziel, einen systematischen Vergleich der einzelnen Messverfahren, daraus resultierend der Messergebnisse untereinander und Kombinationsmöglichkeiten vornehmen zu können, wird ein Auswertetool mit der Software MATLAB® entwickelt.

2. Datengrundlage

Grundlage für die entwickelte Software sind Rohdatensätze und Auswertungen aus den jeweiligen Softwareprodukten der eingesetzten Messsysteme. Im Verbandsgebiet des Wupperverbandes wurden dazu bisher an drei, mit verschiedenen Charakteristika ausgestatteten Pegelstellen (Neumühle, Hummelsheim, Hückeswagen – siehe auch Abbildung 1) mehrere Messkampagnen mit unterschiedlichen Messsystemen durchgeführt. Diese wurden je nach örtlichen Gegebenheiten (hydraulischer Radius, Sohlbeschaffenheit, Wasserstand am Tag der Messung, etc.) gewählt und eingesetzt. Nachfolgend werden die Systeme kurz beschrieben und deren Funktionsweise erläutert.

2.1 Eingesetzte Messsysteme

Hydrometrischer Flügel

Der hydrometrische Flügel ist ein indirektes Messsystem zur Durchflussmessung, bestehend aus einem Flügelkörper mit daran angeschlossener Schaufel. Das System findet sowohl bei sehr flachen und schmalen Gewässern mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten, als auch bei breiteren Gewässern mit Geschwindigkeiten von bis zu 10 m/s seinen Einsatz. Verteilt über den gegebenen Messquerschnitt wird eine bestimmte Anzahl an Messlotrechten festgelegt. An diesen Lotrechten wird in verschiedenen Tiefen die Fließgeschwindigkeit des Gewässers mit dem hydrometrischen Flügel bestimmt. Dabei wird die Flügelschaukel von der vorhandenen Strömung in Bewegung versetzt. Über ein angeschlossenes Zählgerät können die Umdrehungen pro Zeiteinheit und daraus die Fließgeschwindigkeit pro Messpunkt ermittelt werden. Über eine dazugehörige Software wird der Gesamtabfluss über den Messquerschnitt bestimmt.

Ultraschall-Laufzeitanlage

Bei einer stationären Ultraschallanlage wird die Fließgeschwindigkeit in Höhe eines Messpfades über die Laufzeitdifferenz eines Ultraschallsignals an zwei gegenüberliegenden Ultraschall-Wandlerpaaren bestimmt. Diese ergibt sich aus der Laufzeit eines gesendeten Ultraschallimpulses gegen die Fließrichtung und eines gesendeten Ultraschallimpulses in Fließrichtung. Die im Messpfad einer Ebene gemessene Fließgeschwindigkeit gleicht nach der typischen Geschwindigkeitsverteilung im Messquerschnitt jedoch nicht der für die Berechnung des Abflusses wirksamen, mittleren Querschnittsgeschwindigkeit. Die jeweilige gemessene Fließgeschwindigkeit muss daher mit Korrekturfaktoren bzw. Geschwindigkeitskoeffizienten versehen werden, um die mittlere Fließgeschwindigkeit im abflusswirksamen Querschnitt zu bestimmen. Mit der Kenntnis des Wasserstandes und der daraus resultierenden durchflossenen Querschnittsfläche lässt sich über die Kontinuitätsgleichung der Durch-

fluss im Kontrollquerschnitt ermitteln. An den Pegeln Hummelsheim und Neumühle sind Ultraschallanlagen der Firma Quantum installiert, deren Korrekturfaktoren anhand von temporären Vergleichsmessungen ermittelt wurden.

Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP)

Die Abflussbestimmung mittels ADCP Geräten basiert auf dem Dopplerprinzip und erfolgt mit einem Ultraschallwandler, der auf einem schwimmenden Geräteträger von Ufer zu Ufer über das Gewässer geführt wird. Während der Überfahrt wird der Querschnitt in einzelne Messzellen – abhängig von Boots- und Fließgeschwindigkeit – unterteilt. Von dem ADCP-Wandler werden Ultraschallimpulse ausgesendet und von Schwebstoffen im Gewässer reflektiert. Über die zurücklaufenden Signale kann die Frequenzverschiebung nach dem Dopplerprinzip und somit die Geschwindigkeit in den einzelnen Tiefenschichten bestimmt werden. Für jede Zelle wird so die Strömungsgeschwindigkeit und mit Kenntnis der Zellgröße der Teilabfluss pro Messzelle berechnet. Zusätzlich wird das Tiefenprofil im Messquerschnitt gemessen. Im Ufer-, Sohl- und oberflächennahen Bereich entstehen aus messtechnischen Gründen Bereiche ohne Messwerte (sog. Blanking). Diese werden durch Extrapolation aus den im mittleren Querschnittsbereich befindlichen Messzellen ermittelt. Der Gesamtabfluss ergibt sich als Summe aus den einzelnen Teilabflüssen und den extrapolierten Ufer- und Randbereichen. Die ADCP-Messungen wurden mit der zugehörigen Software WINRIVER (Fa. RDI) bzw. RIVERSURVEYOR Live (Fa. SonTek) ausgewertet und anschließend mit der Software AGILA überlagert.

Radar

Bei der Radarmessung wird ausschließlich die Oberflächengeschwindigkeit eines Fließgewässers mithilfe des Dopplerprinzips ermittelt. Dazu wird das Radar-Messgerät an einem Messsteg oder von einer Seilkrananlage aus über das Gewässer geführt, sendet konstante Mikrowellen auf die Gewässeroberfläche und empfängt die von der Oberfläche ausgehenden Reflektionen. Anschließend kann über das Dopplerprinzip die Frequenzverschiebung und weiter die lokale Oberflächengeschwindigkeit ermittelt werden. Die für die Abflussberechnung benötigte, mittlere Fließgeschwindigkeit im Messquerschnitt wird mit einem sog. Verhältniswert oder k-Wert berechnet. Mit der Kenntnis des Wasserstandes bzw. der durchflossenen Querschnittsfläche wird der Gesamtabfluss über die Kontinuitätsgleichung berechnet. Die Auswertung erfolgte mit der Software RPCOMMANDER (Fa. Sommer).

Tracer

Tracer sind Markierungsstoffe, die besonders bei sehr turbulenten und schwebstoffreichen Gewässern zur Abflussmessung eingesetzt werden. Dazu wird in ein Gewässer eine bestimmte Menge eines Tracers eingebracht und nach einer ausreichend langen Durchmischungsstrecke im Unterwasser über die sich ändernde Konzentration der Abfluss bestimmt. Zur Messung werden zwei Sonden in das Gewässer gelegt, um die Konzentrationsverteilung über den Querschnitt verteilt erfassen zu können. Die Messung wurde mit der Software TQCOMMANDER (Fa. Sommer) ausgewertet.

3. Örtliche Verhältnisse

Für die Untersuchungen werden möglichst unterschiedliche Pegelmessstellen im Verbandsgebiet des Wupperverbandes ausgewählt, an denen die oben beschriebenen Messsysteme in verschiedenen Messkampagnen ergänzend und vergleichend eingesetzt werden. Im Zuge dieser Veröffentlichung werden Ergebnisse von zwei Pegelstellen (Neumühle und Hummelsheim) dargestellt. Abbildung 1 zeigt die beiden Pegelmessstellen, die im Folgenden kurz beschrieben werden.



Abb. 1: Messstellen unterschiedlicher Charakteristika (links Pegel Neumühle: ausgebautes Profil mit befestigter Sohle, rechts Pegel Hummelsheim: begradigtes Gewässer, jedoch mit Geschiebetrieb).

3.1 Pegel Neumühle

Der Pegel Neumühle ist mit einem Latten- und Schreibpegel, einem Messsteg sowie einer Ultraschall-Laufzeitanlage mit zwei Messebenen (ein Pfad) ausgestattet. Das Profil im Messquerschnitt ist als Trapez mit muldenförmig eingetiefter Sohle ausgeführt. Beide Ufer bzw. Böschungen sind mit Naturstein befestigt, und es liegt ein leichter Grasbewuchs vor. Unterhalb des Mittelwasserbereiches liegt nur noch unbewachsenes Natursteinpflaster im Querschnitt vor. Der Gewässerverlauf ober- und unterhalb des Messprofils ist geradlinig. Der mittlere jährliche Abfluss beträgt $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ bei einem Wasserstand von $0,13 \text{ m}$.

3.2 Pegel Hummelsheim

Die Messstelle Hummelsheim ist mit einem Lattenpegel, einem Schwimmersystem mit Registrierpegel, einer Drucksonde sowie einer Ultraschallanlage als Laufzeitanlage mit drei Ebenen ausgerüstet. Das Profil im Messquerschnitt ist als Trapez mit muldenförmig eingetiefter Sohle ausgeführt und wird von einem Messsteg überspannt. Beide Ufer bzw. Böschungen sind z.T. mit Naturstein besetzt, und es liegt ein leichter Grasbewuchs vor. Unterhalb des Mittelwasserbereiches liegt eine natürliche Sohle vor, die vereinzelt mit Steinen besetzt ist. Der mittlere jährliche Abfluss beträgt $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ bei einem Wasserstand von $0,38 \text{ m}$.

4. Messergebnisse

Durch die Kombination der eingesetzten Messsysteme können alle Bereiche des Gewässerquerschnittes messtechnisch erfasst werden. Sofern möglich, wurde bei der Auswertung der Messkampagnen die ADCP-Messung als Referenzmessung gewählt. So können Oberflächengeschwindigkeiten aus der Radarmessung, Sohl- und Querschnittsgeschwindigkeiten

aus Flügelmessungen und die einzelnen Messhorizonte aus den stationären Ultraschallanlagen im Profil mit der ADCP-Messung systematisch verglichen werden. Je nach Verfügbarkeit ermöglicht die Tracermessung einen weiteren Vergleich des Gesamtabflusses zu den anderen Messverfahren.

Im Zuge der Messkampagnen wurden bereits am Pegel Neumühle insgesamt vier der oben dargestellten Messverfahren (Flügel-, Radar-, Ultraschall- und Tracermessung) zur Bestimmung des resultierenden Abflusses eingesetzt. Diese wurden anschließend detailliert ausgewertet. Die nachstehende Tabelle 1 zeigt beispielhaft die Ergebnisse einer einzelnen Messung.

Tab. 1: Ergebnisse einer Messkampagne am Pegel Neumühle.

	Wasserstand	Abfluss	Fläche	v_m	v_o
	[m]	[m ³ /s]	[m ²]	[m/s]	[m/s]
Flügelmessung	0,30	0,733	1,061	0,69	0,78
Radar 01	0,30	0,794	1,119	0,71	0,93
Radar 02	0,30	0,786	1,119	0,70	0,92
Tracer 01	0,30	0,779			
Tracer 02	0,30	0,777			
Ultraschall	0,31	0,983	1,199	0,82	

Auch am zweiten Pegel Hummelsheim konnten die Abflussmessungen mit vier Messverfahren (Flügel-, Radar, und ADCP-Messung) durchgeführt werden. Die Ergebnisse sind in der nachfolgenden Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Ergebnisse einer Messkampagne am Pegel Hummelsheim.

	Wasserstand	Abfluss	Fläche	v_m	v_o
	[m]	[m ³ /s]	[m ²]	[m/s]	[m/s]
ADCP	0,42	2,08	3,310	0,630	0,770
Radar 01	0,41	2,224	3,661	0,610	0,780
Radar 02	0,40	2,146	3,555	0,610	0,780
Ultraschall	0,42	1,707	2,279	0,749	
Flügelmessung	0,415	2,364	3,172	0,745	0,818

5. Vergleich der ersten Messergebnisse

Aufgrund der bisher während der Messkampagnen vorliegenden Wasserstände konnte am Pegel Neumühle bislang keine vergleichende ADCP-Messung erfolgen, sodass diese als Referenzmessung noch nicht zur Verfügung steht. In diesem Fall wird die durchgeführte Rastermessung mit dem hydrometrischen Flügel als Referenz gesetzt. Der Wasserstand von 0,30 m wurde für die Radar-, Tracer- und Flügelmessung von der Pegellatte abgelesen. Für die Ultraschallanlage wird der Wasserstand über eine Drucksonde bestimmt. Hier liegt eine Abweichung von 1,00 cm vor. Im Mittel weichen die Werte um 0,67 % voneinander ab. Die Bestimmung des Gesamtabflusses erfolgte mit den zugehörigen Softwareprodukten der ein-

zelen Messsysteme. In Bezug auf die Flügelmessung sind bei der Tracer- und Radarmessung Abweichungen von im Mittel 12,39 % ($\pm 0,09 \text{ m}^3/\text{s}$) feststellbar. Auffällig ist an dieser Stelle das Ergebnis aus der Ultraschallmessung, welches um 34,11 % ($\pm 0,25 \text{ m}^3/\text{s}$) von der Referenzmessung abweicht. Der Vergleich der mittleren Fließgeschwindigkeiten lässt ähnliche Abweichungen erkennen. Hier liegt die Differenz im Mittel jedoch nur bei 7,73 %, was bei den gemessenen Werten einer Fließgeschwindigkeit von 0,05 m/s entspricht, wobei auch hier der Wert der Ultraschallanlage mit einer Abweichung von 18,84 % deutlich außerhalb der restlichen Messwerte liegt. In Bezug auf den durchflossenen Querschnitt A [m^2] liegt zwischen der Flügel- und der Radarmessung eine Abweichung von etwa 5 % vor, zwischen Flügelmessung und Ultraschallanlage hingegen von 13,01 %. Ein weiteres Augenmerk bei der systematischen Untersuchung der unterschiedlichen Messverfahren lag auf dem Vergleich der mittleren Oberflächengeschwindigkeit. Diese ist am Pegel Neumühle nur zwischen Flügel und Radarmessung möglich. Die Differenzen liegen hier im Mittel bei 0,15 m/s ($\pm 18,59 \%$). Mit dem entwickelten Auswertetool lassen sich weitere detailliertere Vergleiche der Strömungsgeschwindigkeiten zwischen der Ultraschallanlage und der Flügelmessung am Pegel Neumühle durchführen. Die Messebene der Ultraschallanlage liegt hier in einer Höhenlage von 0,055 müPNP. Für den systematischen Vergleich wird ein 3,00 cm breites „Band“ um den Messpfad gelegt und mit darin befindlichen Messpunkten aus der Rastermessung mit dem hydrometrischen Flügel verglichen. Die Einzelwerte der Flügelmessung wurden dabei über die Breite gemittelt. Nach der Auswertung liegt eine Abweichung der Geschwindigkeiten in Höhe des Messpfades der Ultraschallanlage von 43,37 % ($\pm 0,24 \text{ m/s}$) vor.

Am Pegel Hummelsheim konnte aufgrund der vorliegenden Strömungsverhältnisse und der Gewässerbreite keine Tracermessung durchgeführt werden. Alle weiteren oben beschriebenen Systeme kamen im Zuge der Messkampagne zum Einsatz.

Bereits 2015 wurden in Vorarbeiten zu der jetzigen Studie verschiedene Messmethoden unter anderem am Pegel Hummelsheim verglichen (LÖCKE & SCHEIBEL 2015). Hier konnte die Anwendungsgrenze des Radars aufgezeigt werden (Randbereiche) – siehe Abbildung 2.

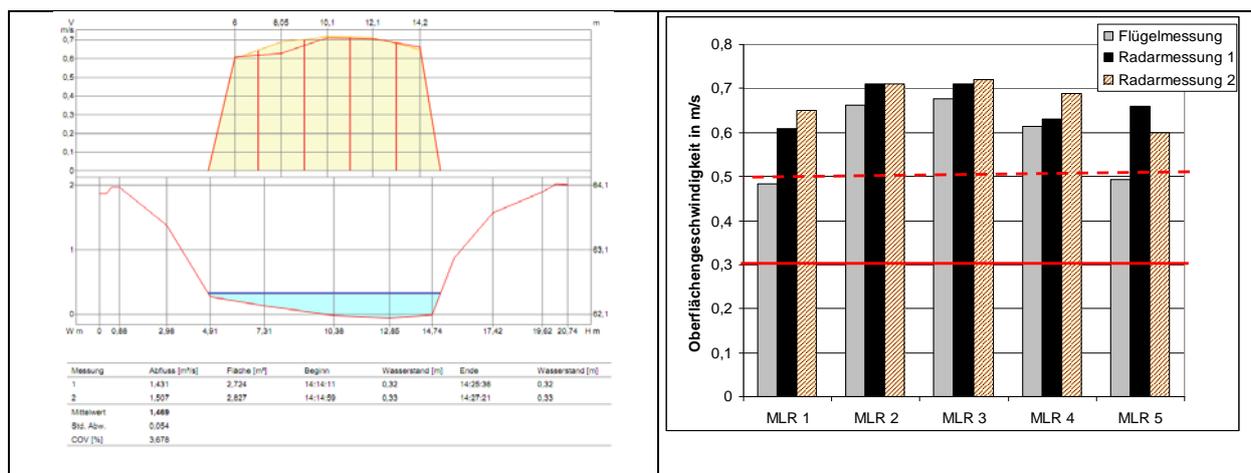


Abb. 2: Links: Radarmessung und Auswertung mit der Software RPCOMMANDER (Fa. Sommer), Rechts: Vergleich der Oberflächengeschwindigkeit von Radar- und Flügelmessung.

Der Wasserstand weicht zwischen den einzelnen Messungen im Mittel um 0,01 m ab. Der Durchfluss wurde auch hier mittels der zugehörigen Softwareprodukte berechnet. Es liegt eine mittlere Abweichung von 10,42 % vor, was einer Differenz von 0,22 m³/s entspricht. Der ermittelte Fließquerschnitt weist eine Differenz von 13,33 % ($\pm 0,44$ m²) auf. Bei dem Vergleich der mittleren Fließgeschwindigkeit weisen die ADCP-Messung sowie zwei durchgeführte Radarmessungen nur sehr geringe Abweichungen untereinander auf, wohingegen die Ultraschallmesswerte und Ergebnisse der Flügelmessung in Bezug auf die ADCP-Werte Abweichungen von 18,5 % aufzeigen. Bei der Betrachtung der mittleren Oberflächengeschwindigkeit am Pegel sind nur geringe Abweichungen von im Mittel 2,94 % ($\pm 0,02$ m/s) zu erkennen. Für die detaillierte Betrachtung der Abweichungen der Strömungsgeschwindigkeiten zwischen Ultraschallanlage und Flügelmessung wurde auch am Pegel Hummelsheim, ein „Vergleichsband“ um den Messpfad der Ultraschallanlage gelegt. Die gemittelten Messwerte aus der Rastermessung weisen hier deutlich geringere Abweichungen auf. Diese liegen bei 3,83 %. Mit den Datenzellen der ADCP-Messung lassen sich am Pegel Hummelsheim deutlich detailliertere Vergleiche der Strömungsgeschwindigkeiten über den Querschnitt aufstellen. Die Vorgehensweise ist dabei ähnlich zum Vergleich zwischen der Flügelmessung und der Ultraschallanlage. Über vorgegebene Vergleichsflächen und -bänder wurden die Rasterpunkte der Flügelmessung bzw. der Messhorizont der Ultraschallanlage mit Messzellen aus der ADCP-Messung gegenübergestellt.

Auffällig bei dem durchgeführten Vergleich ist, dass besonders in den Randbereichen (vgl. Abbildung 3, links) der durchgeführten Messungen höhere Abweichungen zwischen ADCP- und Flügelmessung auftreten als im Kernbereich. Die Werte in Sohl-, Ufer- und Wasserspiegelhöhe ergeben Abweichungen von im Mittel 25 % ($\pm 0,18$ m/s). Im Kernbereich hingegen liegen die mittleren Differenzen der einzelnen Strömungsgeschwindigkeiten nur bei 4 % ($\pm 0,03$ m/s). Die Differenz zwischen ADCP und Ultraschallanlage beträgt 12,18 % ($\pm 0,09$ m/s).

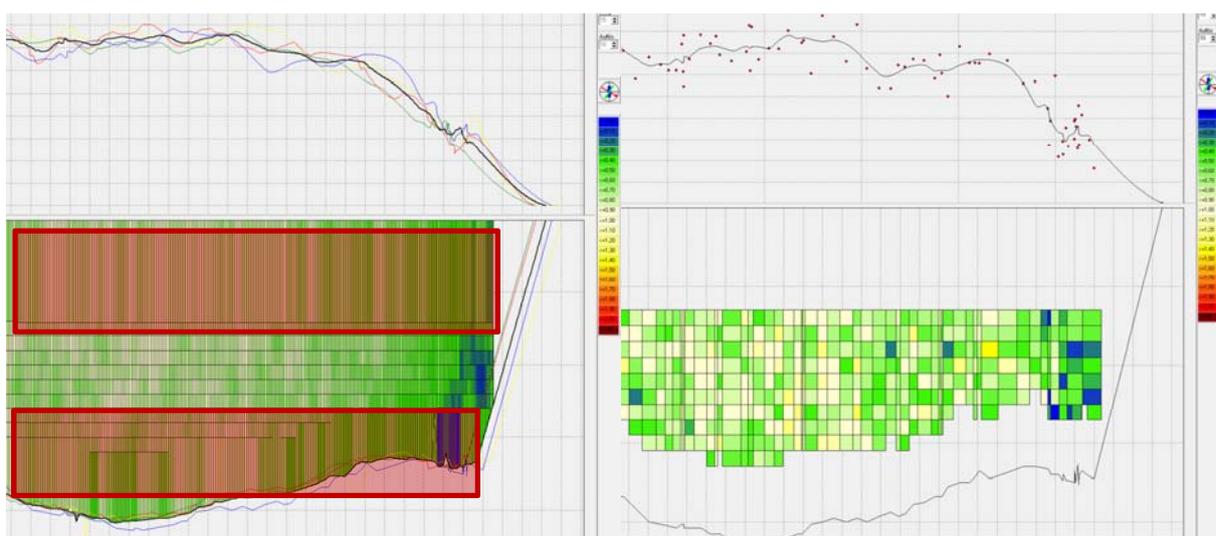


Abb. 3: Strömungsverteilung im Fließquerschnitt aus einer AGILA-Projektion.

6. Bewertung der Ergebnisse

Zunächst ist festzustellen, dass durch den systematischen Vergleich der einzelnen Messverfahren an den unterschiedlichen Pegelmessstellen verschieden starke Abweichungen in Bezug auf die hydrometrischen Größen Wasserstand, Gesamtabfluss, mittlere Fließgeschwindigkeit und Oberflächengeschwindigkeit sowie durchflossene Querschnittsfläche auftreten. Bei der Bestimmung des Wasserstandes liegt lediglich eine Abweichung von maximal 2 cm vor. Durch geringe Wellenausbreitungen im Gewässer und damit verbundene Schwankungen ist dieser Wert im Rahmen der zu erzielenden Messgenauigkeit zu bewerten. Der Vergleich der durchflossenen Querschnittsfläche weist deutlich größere Abweichungen auf. Hier weicht an beiden Messstellen der Wert aus der stationären Ultraschallanlage am größten ab. Zieht man die naturnahe Sohlbeschaffenheit am Pegel Hummelsheim an dieser Stelle mit in Betracht, so kann ein veränderliches Profil ausschlaggebend für die auftretenden Differenzen sein. Hier bedarf es einer regelmäßigen Kalibrierung und Kontrolle des in der Ultraschallanlage hinterlegten Querprofils. Die Differenz in der Querschnittsfläche wirkt sich weiter auf die mittlere Fließgeschwindigkeit sowie den Gesamtabfluss aus. Während alle anderen Messverfahren im Beispiel im Mittel deutlich unter 10 % voneinander abweichen, liegt hier die Abweichung der Ultraschallanlage mit 34 % (Neumühle) bzw. 17 % (Hummelsheim) deutlich höher. Die ähnlich großen Abweichungen der mittleren Fließgeschwindigkeiten v_m (siehe nächster Absatz) zeigen die Bedeutung und den Einfluss des Messprofils sowie der Korrekturfaktoren und weisen ferner auf die Wichtigkeit unabhängiger Kalibrierungsmessungen für den Betrieb einer Ultraschallanlage hin. Konkret müssten hier die Einstellungen der Ultraschallanlage nach weiteren Messkampagnen überprüft werden.

Ermöglicht die Untersuchung am Pegel Neumühle aufgrund der eingesetzten Messverfahren nur eine gröbere, über den Messquerschnitt aufgelöste Gegenüberstellung der Fließgeschwindigkeiten, so bietet die ADCP-Messung am Pegel Hummelsheim als Referenz eine deutlich hochaufgelöstere Vergleichsmöglichkeit. Die Abweichungen zwischen Ultraschallanlage und ADCP (0,08 m/s), weisen hier nur noch sehr kleine Differenzen auf. Betrachtet man bei dem Vergleich der ADCP- und Flügelmessung den Kernbereich des Messquerschnitts, so lassen sich ähnlich geringe Differenzen (0,03 m/s) feststellen. Die Randbereiche weisen hingegen Differenzen bis zu 0,18 m/s auf, sind jedoch auch nicht zwangsweise durch Messungen belegte Geschwindigkeitswerte, sondern resultieren aus internen Berechnungen der Software. In zukünftigen detaillierteren Vergleichen werden diese Werte genauer betrachtet.

7. Zusammenfassung

Im Zuge der Untersuchungen wird ein Softwartetool zur systematischen Untersuchung von Abflussmessungen entwickelt. Mit den unterschiedlichen Messsystemen werden verschiedene Querschnittsbereiche des Gewässers vorwiegend strömungstechnisch untersucht. Während die Radarmessung lediglich die Oberflächengeschwindigkeit genau aufzeichnet, kann über eine stationäre Ultraschallanlage nur die genaue Geschwindigkeit in Höhe des Messpfades ermittelt werden. Durch eine Rastermessung mit dem hydrometrischen Flügel werden über den durchflossenen Querschnitt deutlich mehr Strömungsprofile aufgenommen. Diese sind durch die Einteilung der Messlotrechten und Tiefenhorizonte jedoch ebenfalls be-

schränkt. Die ADCP-Messungen weisen außerhalb des Blanking-Bereiches ein deutlich hochaufgelöstes Strömungsfeld über den Querschnitt verteilt auf.

Es hat sich gezeigt, dass die verschiedenen Systeme unterschiedliche Abweichungen bei den Einzelparametern aufzeigen. An dieser Stelle bereits systematische Korrekturen vorzuschlagen, ist anhand der bislang durchgeführten Messungen kaum möglich. Die ersten Ergebnisse zeigen jedoch, dass weiterer Untersuchungsbedarf besteht. Im Zuge des laufenden Projektes werden daher weitere detaillierte und vergleichende Messkampagnen durchgeführt, um die aufgetretenen Unsicherheiten mittels ausreichend großer Datengrundlage genauer zu spezifizieren. Dies soll unter Zuhilfenahme von Kombinationsmöglichkeiten der Messsysteme untereinander zu Empfehlungen von Korrekturverfahren führen.

Literatur

- LÖCKE, A. & SCHEIBEL, M. (2015): Abflussmessungen mit unterschiedlichen Messverfahren – Erfahrungsbericht und die Bedeutung für die wasserwirtschaftliche Praxis, Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 53, 38. Dresdner Wasserbaukolloquium 2015 - Messen und Überwachen im Wasserbau und am Gewässer, Dresden
- QUANTUM HYDROMETRIE: Durchflussmessung mit Ultraschall – Messgeräte und Anlagen, Berlin
- SOMMER MESSTECHNIK GMBH. (2013): RP-30 Radar Profiler – Mobiles Abfluss-Messsystem, Koblach
- SOMMER MESSTECHNIK GMBH. (2014): Durchflussermittlung mit der Salzverdünnungsmethode – Arbeitsanleitung, Koblach.

Ortsaufgelöste Messung der Wasseroberflächentemperatur an der Hahnöfer Nebelbe mit einem Tragschrauber

Jens Bongartz, Alexander Jenal, Caspar Kneer, Immanuel Weber,
Björn Baschek, Katharina Fricke, Andreas Schöl und Jens Wyrwa

Zusammenfassung

Zur flächigen Bestimmung der Wasseroberflächentemperatur wurde für angewandte Fragestellungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) eine Messkampagne an der Hahnöfer Nebelbe durchgeführt. Aufgrund der fachlichen Anforderungen und Charakteristika des Messgebietes wurde ein Tragschrauber eingesetzt. Dieser wird vom Anwendungszentrum für multimodale und luftgestützte Sensorik (AMLS) ausgerüstet und betrieben. Er ist mit einem speziellen Multi-Kamerasystem (Pan-TIR), bestehend aus einer Wärmebildkamera und einer hochauflösenden Farbkamera, ausgestattet. Kombiniert mit in-situ durchgeführten, zeitkontinuierlichen Punktmessungen können so flächige Temperaturverteilungen bestimmt werden. Der Artikel beschreibt praktische Anforderungen, Planung und Durchführung der Befliegung sowie das Post-Processing bis zur Erstellung des Orthomosaiks mittels eines „Structure from Motion“-Algorithmus.

1. Einleitung und Motivation

Biologische Prozesse im Gewässer werden entscheidend durch die Wassertemperatur mitbestimmt. Dies gilt für mikrobielle Stoffumsatzraten und Wachstumsraten genauso wie für tierphysiologische Prozesse bei höheren Organismen, z.B. Fischen. Daher wird bei Untersuchungen zur Gewässergüte von Flüssen von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) die Wassertemperatur standardmäßig mit erfasst.

Die hier vorgestellte fernerkundliche Bestimmung der Wasseroberflächentemperaturen flankiert modellgestützte Untersuchungen der Gewässergüte im Elbe-Ästuar durch die BfG (SCHÖL et al. 2014). Neben der Anwendung einer eindimensionalen Version des Gewässergütemodells „QSim“ (KIRCHESCH & SCHÖL 1999) befindet sich z. Zt. eine mehrdimensionale Version (2D-tiefengemittelt) in der Entwicklung. Ziel der Anwendung mehrdimensionaler Modelle ist es, Nebenrinnen und Wattflächen gegenüber der Fahrrinne besser auflösen zu können. Diese Seitenbereiche haben wichtige ökologische Funktionen und verbessern u.a. den Sauerstoffgehalt in der Tideelbe (ARGE ELBE 1984). Das Untersuchungsgebiet dieser Studie, die Hahnöfer Nebelbe (siehe Abbildung 3) ist eine solche Nebenrinne mit großen Wattflächen. Das Untersuchungsinteresse ergibt sich aus der räumlichen Nähe zu den Sauerstoffmangel-Regionen in der Fahrrinne im Bereich des Hamburger Hafens und dem unterhalb gelegenen Stromabschnitt der Tideelbe.

Im Zuge dieser Untersuchungen werden herkömmliche punktuelle, zeitkontinuierliche in-situ-Messungen der Temperatur wie auch anderer Parameter durchgeführt. Damit ergeben sich gute Bedingungen für die Erprobung und Validierung des Fernerkundungsverfahrens mittels einer Wärmebildkamera im thermalen Infrarot (siehe Kapitel 2 und z.B. FRICKE & BASCHEK 2015). Die Gewässergüteuntersuchung profitiert von der flächigen Erfassung der Wasseroberflächentemperatur in zweierlei Hinsicht: 1. kann damit ermittelt werden, für welche Bereiche die punktuellen Temperaturmessungen (Sensoren) repräsentativ sind. 2. wird der Ansatz verfolgt, die Temperatur als Tracer zur Validierung des Transport-Moduls (Advektion und Diffusion) des Gütemodells QSim zu nutzen. Um aus der Bewegung von Temperaturmustern auf Transportvorgänge schließen zu können, musste für die Befliegung eine Situation mit starken Temperaturkontrasten ausgewählt werden.

Ein solches Szenario tritt auf, wenn eine starke sommerliche Sonneneinstrahlung bei weitgehend wolkenfreiem Himmel mit Niedrigwasser zur Mittagszeit zusammentrifft. Die starken Temperaturkontraste werden dabei von der Erwärmung des Wassers beim Auflaufen auf die erhitzte Wattfläche erzeugt. Die Erfassung dieser Situation erfordert es, die Oberflächentemperaturen der Hahnöfer Nebenebe samt Wattflächen und Teilen des Hauptstroms (ca. 24 km²) während eines Tidezyklus mehrfach, wiederholt und möglichst flächendeckend mit einer Bodenauflösung von mindestens 3 m aufzunehmen.

Bei der Wahl einer geeigneten Trägerplattform für die Wärmebildkamera sprachen die erforderliche zeitliche Flexibilität und Wiederholfrequenz gegen Satelliten und wirtschaftliche Aspekte gegen Flugzeuge oder Hubschrauber. Stattdessen wurde in Kooperation mit dem Anwendungszentrum für multimodale und luftgestützte Sensorik (AMLS, ein Kooperationsprojekt der Hochschule Koblenz und des Fraunhofer FHR in Bonn-Wachtberg) ein Tragschrauber (Kapitel 3.3) ausgewählt und erstmals gemeinsam bei einer Befliegung am 30.06.2015 und 01.07.2015 eingesetzt. Parallel wurde von einem Ingenieurbüro ein Teilgebiet mit einem unbemannten Hexacopter befliegen, der für einen eingeschränkten Bereich eine höhere räumliche und zeitliche Wiederholrate ermöglichte. Begleitend fanden in-situ-Messungen zur erweiterten Validierung und Kalibration der Fernerkundungsdaten statt. Schwerpunkt dieser Veröffentlichung ist nicht die Temperatúrauswertung sondern Material und Methode (Kapitel 3) der mit dem Tragschrauber (Kapitel 3.3) durchgeführten Befliegung mit der am AMLS entwickelten Messsensorik, dem Multi-Kamerasystem (PanTIR; siehe Kapitel 3.2), die in den Tragschrauber integriert wurde (Kapitel 3.4). Ferner werden die Flugplanung (Kapitel 3.5), die Ausbringung von Kontrollpunkten zur Georeferenzierung und die eigentliche Durchführung (Kapitel 3.6) sowie die notwendigen Schritte des geometrischen Post-Processings (Kapitel 3.7) vorgestellt.

2. Theorie zur Temperaturbestimmung

Das Strahlungsmaximum der Erde befindet sich im Wellenlängenbereich des thermalen Infrarot. Dort bieten sich für die berührungslose Messung der Strahlungstemperatur der Erdoberfläche die Bereiche um 4 µm und um 10 µm an, da hier atmosphärische Fenster vorhanden sind und der Einfluss der Atmosphäre durch Absorption und Emission der Wärmestrahlung geringer ist. Die Atmosphäre ist in der Nähe der Erdoberfläche dichter als in der Höhe, daher muss auch bei Aufnahmen von Luftfahrzeugen, wie z.B. dem Tragschrauber aus, trotz der im Vergleich zum Satelliten geringeren Aufnahmehöhe, der Einfluss der Atmosphäre (d.h. direkte Strahlungsemission der Atmosphäre, an der Oberfläche reflektierte atmosphärische Gegenstrahlung und Transmissivität) berücksichtigt werden. Zusätzlich beeinflusst die Emissivität der erfassten Oberfläche die Temperaturmessung.

Bei kurzen Brennweiten und Weitwinkelaufnahmen kann der zunehmende Aufnahmewinkel in Richtung des Bildrandes sowohl den Einfluss der Atmosphäre als auch die Emissivität verändern. Abhängig vom Zustand der Atmosphäre kann die Verlängerung des Strahlengangs durch die Strahlung der Atmosphäre selbst eine scheinbar höhere Temperatur (vgl. Randeffekte bei TIR-Flugzeugaufnahmen beschrieben in FRICKE & BASCHEK 2015) oder aufgrund der verringerten Transmissivität eine scheinbar niedrigere Temperatur am Rand der Aufnahme verursachen. Die Emissivität und damit die Strahlungstemperatur einer Was-

serfläche nimmt mit zunehmendem Aufnahmewinkel ab: so führt ein Aufnahmewinkel von 10° zu einer Reduzierung der Emissivität von 0,001 %, 30° zu einer Veränderung um minus 0,1% (MASUDA et al. 1988). Weiteren Einfluss kann die Rauigkeit der Oberfläche haben, welche bei Wasser eng mit der lokalen Windgeschwindigkeit zusammenhängt (SHAW & MARSTON 2000). Bei Aufnahmewinkeln bis 60° führt zunehmender Wind und Rauigkeit zu einer weiteren Reduzierung der Emissivität.

3. Material und Methode

In diesem Kapitel werden zunächst die Grundlagen zur Erstellung von Luftbildkarten erläutert. Im Anschluss daran wird das verwendete Kamerasystem, die notwendige Peripherie und die Flugplattform vorgestellt. Abschließend wird auf die Georeferenzierung anhand von Landmarken und die Prozessierung der Daten eingegangen.

3.1 Erstellung von Luftbildkarten

Prinzipiell wird bei Luftbild-Flügen zunächst ein Flugplan erstellt, der aufzeigt, wie das abzubildende Areal in Einzelaufnahmen zerlegt wird. Solche Aufnahmen besitzen typischerweise eine Kantenlänge zwischen 200 m und 800 m. Abhängig von der Auflösung der verwendeten Kamera und der gewählten Flughöhe (zwischen 150 m und 1500 m) erhält man dabei Einzelpixelauflösungen zwischen Zentimetern und Metern am Boden. Da die Navigationsgenauigkeit beim Fliegen begrenzt ist und im Flug Rollbewegungen um die drei Raumachsen auftreten, wird eine große Überlappung der Einzelaufnahmen im Flugplan kalkuliert. In Flugrichtung sind dies typischerweise 80 % und bei seitlich benachbarten Bildern 60 %.

Nach einer Befliegung werden die aufgezeichneten Bilder am Computer nachprozessiert. Mit einem sogenannten „Structure from Motion“-Algorithmus (SfM, WESTOBY et al. 2012) sucht die Software nach identischen Merkmalen in benachbarten Bildern, erzeugt basierend auf den errechneten Kamerapositionen ein 3D-Modell und projiziert die Bilder anschließend darauf. Durch Projektion auf eine Basisebene entsteht dann ein sogenanntes Orthomosaik. Je kontrastreicher und detaillierter die Bilder sind, desto besser ist das Ergebnis. Nach der Bearbeitung erhält man für das beflogene Areal eine zusammenhängende Luftbildkarte. Die Software verwendet die mit den Bildern gelieferten GPS-Positionen um eine Georeferenzierung zu erzielen. Dadurch wird jedem Bildpunkt eine geographische Koordinate zugewiesen. Um die Präzision zu erhöhen, kann eine weitere manuelle Georeferenzierung durchgeführt werden. Dazu sucht man in der erhaltenen Luftbildkarte Punkte, deren exakte geographische Koordinaten bekannt sind. Dies können eingemessene Gebäude oder extra für die Befliegung ausgelegte Passpunkte sein. Nach der Identifizierung mehrerer solcher Referenzpunkte kann die geographische Lage der Luftbildkarte verbessert werden. Thermale Luftbilddaufnahmen größerer Flächen stellen dabei ein Problem dar, da die Erdoberfläche außerhalb von urbanen Regionen eine relativ homogene Temperatur aufweist und daher sehr kontrastarm ist. Dies gilt insbesondere auch für Wasserflächen. Die geringe Auflösung der Wärmebildkameras verstärkt zudem diesen Effekt. Daher sind die oben beschriebenen SfM-Methoden zur Kartenerstellung für Wärmebilder in der Regel nicht anwendbar und thermisch sichtbare Referenzpunkte praktisch nicht zu realisieren. Einen Ausweg stellt das im nächsten Abschnitt vorgestellte Sensorsystem dar.

3.2 Sensorsystem PanTIR

Für die hier vorgestellte Befliegung wurde ein vollständig neues Kamerasystem durch das AMLS aufgebaut, das auf dem sogenannten Pan-Modulkonzept basiert. Dabei handelt es sich um ein Kamerapaar – PanTIR genannt – bestehend aus einer Wärmebildkamera mit Standardauflösung und einer parallel dazu montierten hochauflösenden Farbkamera im sichtbaren Bereich des Lichtes (WEBER et al. 2015,1). Kernidee des Pan-Modulkonzepts ist, dass in jedem vom AMLS konstruierten Kamerasystem eine hochauflösende Referenzkamera vorhanden ist, die für die Prozessierung der entstehenden Bilder deutliche Vorteile bietet. Eine präzise mechanische Halterung sorgt dafür, dass die optischen Achsen beider Kameras parallel ausgerichtet sind. Die Bildfelder beider Kameras überlagern sich nahezu vollständig. Wie in Kapitel 3.1 beschrieben, ist die SfM-Methode für Wärmebilder allerdings wenig geeignet. Jedoch behebt die hochauflösende Referenzkamera die Nachteile und ermöglicht die Erzeugung von sehr präzisen, georeferenzierten Orthomosaiken. Das PanTIR-System synchronisiert beide Kameras und ermöglicht trotz technologisch bedingter, kontinuierlicher Messung der mikrobolometerbasierten Thermalkamera eine softwareseitige Triggerung. Zusammen mit der sogenannten PanX-Software, die auf dem AWS-Softwareframework des AMLS basiert, lassen sich synchron Bild-, Positions- und Umweltdaten wie Lufttemperatur, -feuchtigkeit und -druck im Flug speichern und für die spätere Verarbeitung bereitstellen. Die Datenaufnahme wird dabei extern durch das später erwähnte Navigationssystem (siehe Kapitel 3.4) an definierten Ortspositionen ausgelöst. Mit einer Auflösung quer zur Flugrichtung von 640 thermalen und 2000 visuellen Pixeln kann in der verwendeten Objektiv-Konfiguration in einer Höhe von 1400 m und einer Schwadbreite von 1150 m eine thermale Auflösung von 1,8 m und eine visuelle Auflösung von 0,6 m erzielt werden. Die Bildauschnitte der beiden Kameras wurden im Labor registriert und eine Transformationsroutine ermöglicht die automatische Erzeugung von Mehrkanal-Bildern, die neben den drei Farbkä-nälen auch den thermalen Kanal beinhaltet.

3.3 Flugplattform: Tragschrauber

Bei dem als Plattform eingesetzten Tragschrauber handelt es sich um einen Drehflügler, der sich von einem Hubschrauber dadurch unterscheidet, dass der Rotor nicht aktiv durch einen Motor, sondern nur durch den anströmenden Fahrtwind angetrieben wird. Der Vortrieb des Tragschraubers wird durch einen Motor im Heck erzeugt. Diese sogenannte Autorotation des Rotors sorgt für den benötigten Auftrieb und die Flugfähigkeit (Abbildung 1). Durch das einfache Konstruktionsprinzip und die Tatsache, dass es sich dabei um ein Ultraleichtfluggerät handelt, sind Tragschrauber im Vergleich zum Hubschrauber deutlich preiswerter in der Anschaffung und im Betrieb. Die Betriebskosten liegen bei rund einem Zehntel der Betriebskosten eines Hubschraubers. Tragschrauber stellen daher eine sehr ökonomische Alternative zum Hubschrauber dar. Insbesondere die hervorragenden Langsamflugeigenschaften und die Wendigkeit prädestinieren den Tragschrauber für Beobachtungsaufgaben. Bei dem eingesetzten Tragschrauber handelt es sich um den Typ MTOsport des Herstellers AutoGyro aus Hildesheim (Abbildung 2).

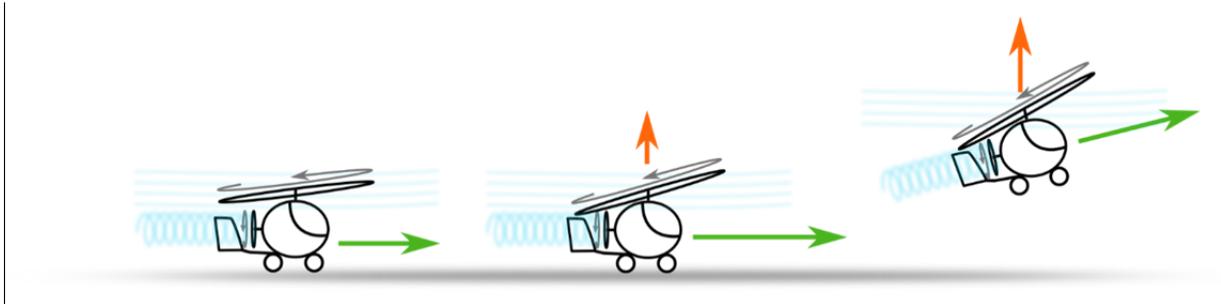


Abb. 1: Der Motor im Heck des Tragschraubers erzeugt Vortrieb und damit eine Anströmung des Rotors, der in Folge in Rotation versetzt wird; ab einer gewissen Drehzahl entsteht Auftrieb und der Tragschrauber hebt ab.



Abb. 2: links: eingesetzter Tragschrauber mit eingebauter Sensorik, das PanTIR-System ist im roten Windabweiser geschützt montiert; rechts: Aufnahme des Systems im Flug.

Aufgrund dieser Vorteile entwickelt das Anwendungszentrum für multimodale und luftgestützte Sensorik (AMLS) des Fraunhofer FHR basierend auf einem Tragschrauber ein kompaktes Fernerkundungssystem, das in einer Vorgängerversion bereits in WEBER et al. (2015/2) beschrieben wurde.

3.4 Sensor-Trägersystem: Integration der Messtechnik in den Tragschrauber

Das AMLS hat für den Tragschrauber-Typ MTOsport ein flexibles, leichtes, kompaktes und einfach ein- und ausbaubares Sensorträgersystem entwickelt, das alle notwendigen Komponenten für den Einsatz in der Fernerkundung beinhaltet. Aufgebaut ist es aus einem stabilen Aluminiumträger, der im MTOsport im Bereich des Passagiersitzes am Hauptrahmen befestigt wird, dabei entfällt dann die Möglichkeit der Passagiermitnahme. Der Träger nimmt bis zu zwei Außenlasten links und rechts vom Rumpfboot auf und bietet zwei Container im Innenbereich für die Aufnahme aller Komponenten. Basis des Systems ist die vom Fluggerät autarke Stromversorgung, die alle eingesetzten Komponenten für mehrere Stunden Messbetrieb versorgen kann. Weiterhin ist eine leistungsfähige Datenverarbeitungseinheit integriert, auf der die AMLS-eigene PanX-Software betrieben wird. Diese steuert alle Messsysteme und synchronisiert und speichert die im Messbetrieb anfallenden Daten. Zur Grundausstattung gehört ebenfalls ein präzises Zweiantennen-GNS-System, das die Bugrichtung des

Tragschraubers unabhängig vom Steuerkurs bestimmen kann. Eine Messeinheit für Umweltdaten rundet das Grundsystem ab. Für den Betrieb der Pan-Kamerasysteme am Sensorträger des AMLS wurde eigens eine lagegeregelt Kamerahalterung (Gimbal) entwickelt, die die NADIR-Lage (lotrechte Blickrichtung) der Kameras unabhängig von der Lage des Fluggeräts ermöglicht. In diesem elektromechanischen Gimbal können alle vom AMLS entwickelten Kamerasysteme betrieben werden. Kameras und Gimbal werden dabei von einem Windabweiser vor Fahrtwind und Verschmutzung geschützt. Je nach verwendetem Kamerasystem kann zusätzlich ein Spektrometer zur Messung des einfallenden Lichtspektrums eingesetzt werden. Außerhalb des Trägers wird im Cockpit ein Display zur Statusüberwachung des Gesamtsystems eingerichtet. Die für den Piloten wichtigste Komponente stellt ein Flugmanagementsystem dar, das ihm die genaue Lage des Befliegungsgebiets anzeigt, ihn dorthin führt und ihn auf festgelegten Pfaden durch das Zielgebiet leitet. Das System löst dann beim Überfliegen von definierten Punkten auf diesen Pfaden die Datenerfassung aus. Das Flugmanagementsystem erhält vor dem Flug einen Flugplan, der auf das Gebiet und das verwendete Sensorsystem abgestimmt ist.



Abb. 3: Übersicht über das Befliegungsgebiet (hellrot überlagert) und die Fluglinien mit den Auslösepunkten der Kameras.

3.5 Flugplanung

Das Befliegungsgebiet (Abbildung 3) umfasste eine Gesamtfläche von ungefähr 24 km² Wasser-, Watt- und Uferfläche, sowie einiger Inseln in der Elbe. Die Bodenauflösung sollte möglichst hoch sein, musste sich jedoch den Rahmenbedingungen unterwerfen. Zum einen sollten während des Tide-Zyklus so viele Überfliegungen wie möglich durchgeführt werden zum anderen musste die Luftraumstruktur der Region beachtet werden. Letztere gab durch die Nähe zu dem Verkehrsflughafen Hamburg-Fuhlsbüttel und dem Werksflughafen der Firma Airbus in Finkenwerder aufgrund der An- und Abflugrouten der Airliner eine Mindestflughöhe von 1200 m über Grund vor. Um die Überflugzeit möglichst kurz und damit die Flugwiederholrate möglichst hoch zu halten, wurde durch die Verwendung von kurzen Brennweiten ein für diese Höhe relativ breiter Bildausschnitt konfiguriert. Die Flugplanungssoftware erzeugt in der Zielregion in Abhängigkeit der Flughöhe, Brennweite und Bildüberlappungen

(in Flugrichtung und seitlich) Fluglinien auf denen definierte Auslösepunkte liegen. Die Überlappungen sind zum einen zur Fehlertoleranz wichtig und zum anderen für die Prozessierung mit einer SfM-Applikation zwingend erforderlich. Aus diesen Parametern wurden bei einer Flughöhe von 1400 m vier parallele Fluglinien mit knapp 300 Auslösepunkte definiert. Daraus resultiert die bereits erwähnte thermale Auflösung von 1,8 m und Farbbild-Auflösung von 0,6 m.

3.6 Flugdurchführung

Zur Durchführung der Kampagne wurde zunächst der Tragschrauber von seinem Heimatflugplatz Dahlemer Binz, Eifel, Deutschland, zum Flugplatz Stade per LKW verlegt. Der Flugplatz Stade diente während der Kampagne als Basis. Vor Ort wurde das Fernerkundungssystem eingerüstet und betriebsbereit gemacht. Ferner wurde der Flugplan aus Kapitel 3.5, den der Pilot vom Navigationssystem geführt abfliegen muss, in das Flugmanagementsystem geladen. Während der Kampagne wurden in Stade Checks, Betankungen, Akkutausch, Temperaturkalibrierung und die Datensicherung nach jedem Flug durchgeführt.

Um die Georeferenzierung zu verbessern, die automatisch durch die SfM-Applikation bestimmt wird, wurden vor Ort sogenannte Passpunkte (auch englisch Ground-Control-Points) vor Ort ausgelegt. Dabei handelte es sich um 4 x 4 m große Kunststoffplanen, die ein zweifarbiges 2 x 2 Felder großes Schachbrett nachbilden. Sie wurden entlang des Deiches in den vorgelagerten Wiesen befestigt. Anschließend wurden sie mit einem präzisen, tragbaren GNS-System eingemessen. Diese Passpunkte können in den Farbbildern der Referenzkamera identifiziert werden und dienen der SfM-Applikation zur Korrektur der Georeferenzierung, die auf den GPS-Positionen der Bilder basiert.

Das Befliegungsgebiet befand sich, wie bereits angedeutet, in der Kontrollzone der Flughäfen Hamburg-Fuhlsbüttel und Hamburg-Finkenwerder, was den Einsatz eines Transponders zwingend erforderte. Der Pilot musste zudem während der gesamten Flugphase per Funk Kontakt mit der Deutschen Flugsicherung (DFS) in Bremen halten und Flughöhe und Kurs mit dem Lotsen abstimmen. Im Laufe des ersten Kampagnentages konnten so vier Messflüge im Zweistundentakt durchgeführt werden. Aufgrund der Windrichtung am zweiten Tag stellte sich die periodische Befliegung als schwierig heraus, da der Flugverkehr des Flughafens Fuhlsbüttel nun durch das Befliegungsareal geführt wurde. Die Controller der DFS ermöglichten aber eine zeitweise Befliegung, so dass noch drei weitere Flüge durchgeführt werden konnten.

3.7 Prozessierung zur Orthomosaikerstellung

Im ersten Schritt wurde die optische Verzeichnung der thermalen Aufnahmen reduziert. Diese resultiert auf der Tatsache, dass Optiken im thermalen Infrarot nur mit begrenzter Güte gefertigt werden können. Anschließend wurden die Aufnahmen beider Kameras basierend auf der vorab bestimmten Transformation registriert und fusioniert.

Für einzelne Szenen wurde bereits eine Atmosphärenkorrektur mit modellierten Atmosphärenparametern (BERK et al. 2013) auf Basis der Wetterdaten des DWD (2015), die für das Aufnahmegebiet und Aufnahmezeitpunkt interpoliert wurden, durchgeführt. Diese wird dann in einem iterativen Schritt in die Prozessierung eingebaut. Dabei wurde der Aufnahmewinkel bei der Berechnung des Pfades durch die Atmosphäre berücksichtigt. Die Berechnung der

Emissivität einer Wasseroberfläche erfolgte anhand der Formeln von MASUDA et al. (1988) und SHAW & MARSTON (2000). Die winkelabhängige Korrektur für die Emissivität der Wasseroberfläche ist für ca. $0,05\text{ }^{\circ}\text{C}$ und die winkelabhängige Korrektur für die Atmosphäre für $0,2\text{-}0,27\text{ }^{\circ}\text{C}$ der Temperaturdifferenz zwischen Bildrand und Bildmitte verantwortlich. Eine winkelabhängige Korrektur wird daher als notwendig erachtet (Abbildung 4).

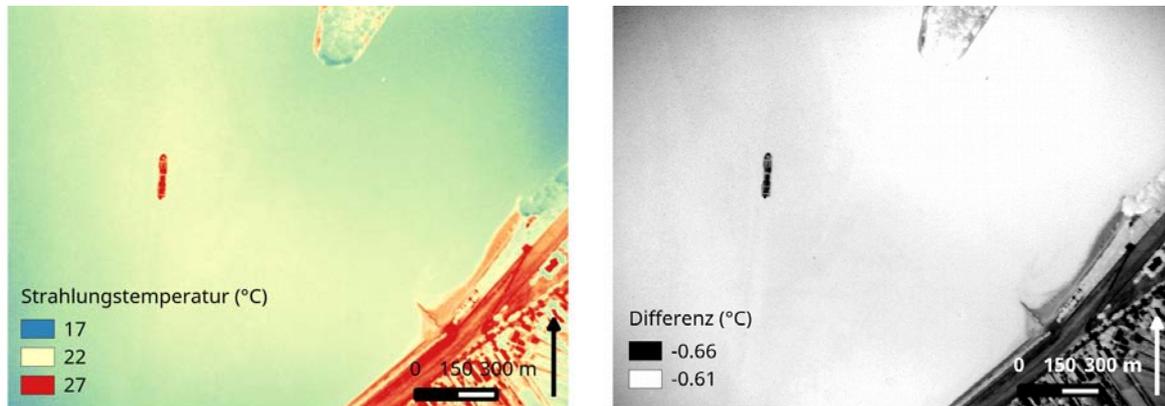


Abb. 4: links: Beispiel für die erfasste Strahlungstemperatur (T_s) ohne Korrektur; rechts: Differenz zwischen T_s und emissivitätskorrigierter Temperatur: Am Rand nimmt der Temperaturunterschied zu.

Diese so aufbereiteten Bilder wurden dann mit der SfM-Applikation Pix4Dmapper Pro (PIX4DMAPPERPRO) weiter prozessiert. Dabei werden nur die Farbkanäle für die Bestimmung der Mosaik verwendet. Die entsprechende Transformation erfolgt jedoch auf allen Kanälen, sodass die Ausgaben auch die thermalen Informationen beinhalten (Abbildung 5). Bei der Prozessierung stellen sich Aufnahmen von Gebieten, die nur Wasserfläche beinhalten als problematisch heraus. Die Bildstruktur ist zum einem sehr homogen und zum anderen verändern Wellen und sich im Wasser befindende Objekte ihre Form bzw. Position zwischen zwei Aufnahmen so rasch, dass bei solchen Aufnahmen die SfM-Algorithmen an ihre Grenzen stoßen und bei der Erkennung von identischen Features in unterschiedlichen Aufnahmen zwangsläufig scheitern. Dadurch entstehen im Orthomosaik „Löcher“, die keinen Informationsgehalt besitzen. Dieses Resultat war bereits vor der Befliegung zu erwarten. Jedoch sorgten bei dieser Befliegung bei niedrigem Wasserstand die nahen Wattflächen für ausreichend strukturelle Information um eine vollständige Prozessierung der Daten zu erreichen. Bei hohem Wasserstand konnte lediglich ein sehr kleiner Teil nicht bestimmt werden. Die Georeferenzierung der erzeugten Mosaik stellte sich als sehr gut heraus, wurde aber durch eine halbautomatische Korrektur mit Pix4Dmapper Pro weiter verbessert. Dazu wurden in den Aufnahmen die ausgelegten Passpunkte manuell identifiziert und mit den vermessenen Koordinaten versehen. Da die Elbinseln nicht zugänglich sind, wurden weiterhin in Liegenschaftskarten der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung bereits eingemessene Passpunkte (Gebäude, Anlegestellen, etc.) identifiziert, die ebenfalls in den Farbbild-Aufnahmen sichtbar waren. Dadurch konnten über das gesamte Befliegungsgebiet verteilt Passpunkte verwendet werden, was eine gleichmäßige Korrektur unterstützt.

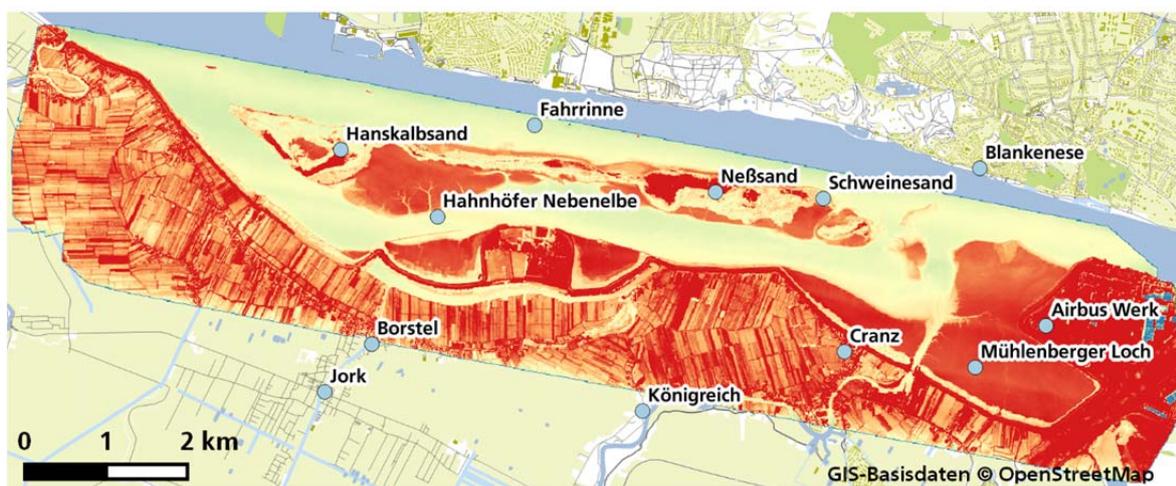


Abb. 5: Oben: erzeugtes Farb-Orthomosaik des Befliegungsgebietes (24 km²); unten: thermales Orthomosaik.

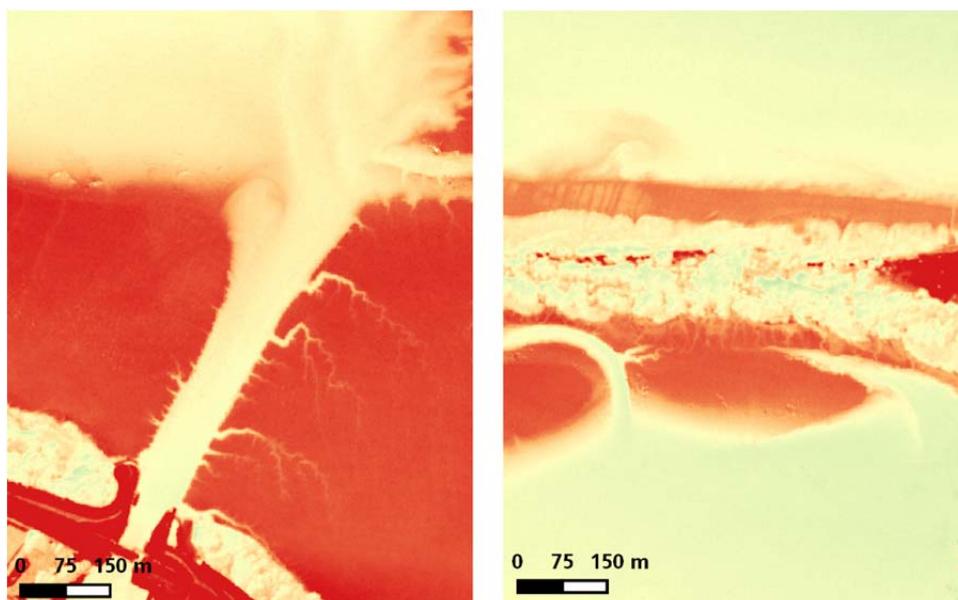


Abb. 6: Detailaufnahmen des thermalen Orthomosaik – links: Speerwerk bei Cranz; rechts: Inselabschnitt östlich von Hanskalbsand

4. Ergebnis und Ausblick

Bei der im Sommer 2015 an der Hahnöfer Nebelbe durchgeführten Messkampagne wurden insgesamt sieben Flüge innerhalb von zwei Tagen mit einem Tragschrauber durchgeführt. Mit dem eingesetzten, speziellen Multi-Kamerasystem (PanTIR) wurden pro Flug ca. 300 Bildpaare aufgenommen. Für die einzelnen Wärmebilder wurde eine Atmosphärenkorrektur und eine Korrektur der Winkelabhängigkeit der Emissivität durchgeführt. Alle Bilder wurden registriert und mit einem SfM-Algorithmus und mit Hilfe von Boden-Kontrollpunkten pro Flug und pro Kamera zu jeweils einem Orthomosaik zusammengesetzt.

Die Charakteristika eines Tragschraubers, d.h. die Kombination aus z.B. zu befliegender Fläche, Flexibilität, Traglast, erreichbarer räumlicher und zeitlicher Auflösung und Kosten, haben sich für die an diese Befliegung gestellten Anforderungen bewährt. Als wichtig für die Erstellung der Orthomosaik über strukturreichen Wasserflächen erwies sich eine relativ zur Breite der Wasserflächen mindestens vergleichbare Bildgröße, um Strukturen von Bildbereichen außerhalb des Wassers (z.B. Wattflächen) für das Zusammensetzen der Bilder mittels SfM-Algorithmen einbeziehen zu können.

Diese Orthomosaik bilden die Basis für die anstehende weitere Verarbeitung und Auswertung der Daten. Die Farbbilder können zur visuellen Beurteilung und Klassifizierung der aufgenommenen Bilder dienen, so dass Wasserflächen identifiziert und abgegrenzt werden können. Die Wärmebilder werden mit den an mehreren Stellen parallel durchgeführten in-situ-Temperaturmessungen kalibriert, um die absolute Genauigkeit der Temperaturdaten zu verbessern und eine flächige Verteilung der Temperatur der Wasseroberfläche zu den sieben Zeitpunkten zu erhalten. Aufgrund der Verteilung der Flüge über die Tidezyklen der zwei Messtage, stammen die Temperaturverteilungen von unterschiedlichen (aber jeweils paarweise ähnlichen) Wasserständen. Damit werden die in der Einleitung beschriebenen Fragestellungen bearbeitet. Es kann ermittelt werden, für welche Bereiche die punktuellen in-situ-Temperaturmessungen (Sensoren) repräsentativ sind und die Temperatur kann als Tracer zur Validierung des Transport-Moduls (Advektion und Diffusion) des Gütemodells QSim verwendet werden.

Danksagung

Die Autoren danken der Firma Allied Vision GmbH für die freundliche Leihgabe der Thermalkamera, dem Luftsportverein Stade für die Gastfreundschaft auf seinem Flugplatz und den Vermessern von BfG und Wasser- und Schifffahrtsverwaltung für ihre Hilfe. Ganz herzlicher Dank auch an die Deutsche Flugsicherung für die Unterstützung bei der Befliegung in der Kontrollzone Hamburg.

Literatur

ARGE ELBE (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe 98 S.

BERK, A., ANDERSON, G.P. & ACHARYA, P.K. (2013): MODTRAN(R) 5.3.2 User's Manual. Spectral Sciences, Burlington, MA.

DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2015): Climate Data Center, Werte bearbeitet, <http://www.dwd.de> (15.09.2015).

- FRICKE, K. & BASCHEK, B. (2015): Temperature monitoring along the Rhine River based on airborne thermal infrared remote sensing: estimation of in situ water temperatures and inflow detection compared to artificial satellite data. *Journal of Applied Remote Sensing*. Vol 9. Issue 1. (Open Access: <http://dx.doi.org/10.1117/1.JRS.9.095067>).
- KIRCHESCH, V., SCHÖL, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik von Fließgewässern. *Hydrol. Wasserbewirtsch.* 43: S. 302–309.
- MASUDA, K., TAKASHIMA, T., TAKAYAMA, T. (1988): Emissivity of Pure and Sea Waters for the Model Sea Surface in the Infrared Window Region. *Remote Sensing of the Environment*, 24: S. 313–329.
- PIX4DMAPPERPRO: <https://www.pix4d.com/> (29.01.2016).
- SCHÖL, A., HEIN, B., WYRWA, J., KIRCHESCH, V. (2014): Modelling water quality in the Elbe and its estuary - Large scale and long term applications with focus on the oxygen budget of the estuary. *Die Küste*. 81: 495. S. 203–232.
- SHAW, J.A., MARSTON, C. (2000): Polarized infrared emissivity for a rough water surface. *Optics Express*, 7(14): S. 375–380.
- WEBER, I., JENAL, A., KNEER, C., BONGARTZ, J. (2015/1): PANTIR - A dual camera set-up for precise georeferencing and mosaicing of thermal aerial images. PIA15+HRIG15 – Joint ISPRS conference 2015, At Munich, Germany.
- WEBER, I., JENAL, A., KNEER, C., BONGARTZ, J. (2015/2): Gyrocopter-based Remote Sensing Platform. 36th International Symposium on Remote Sensing of Environment, At Berlin, Volume: XL-7/W3.
- WESTOBY M. J., BRASINGTON, J., GLASSER, N. F., HAMBREY, M. J. & REYNOLDS, J. M., (2012): 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology* 179, S. 300–314.

Berechnung von räumlich verteilten täglichen Temperaturen aus rekonstruierten MODIS Satellitendaten

Michaela Kahl

Zusammenfassung

Die vollständige Rekonstruktion von täglichen MODIS Temperaturdaten MOD11A1/MYD11A1 ist für deren Nutzung in aufgelösten hydrologischen Modellen von großer Bedeutung. In einem ersten Schritt erfolgt anhand mehrerer Kriterien die Filterung nicht plausibler Temperaturpixel. In Abhängigkeit der nach der Filterung zur Verfügung stehenden Anzahl an Pixeln erfolgt die Rekonstruktion der Landoberflächentemperatur (LST) unter Zuhilfenahme eines digitalen Geländemodells. Abschließend werden die Landoberflächentemperaturen mittels einer Referenzstation an die üblicherweise in 2 m Höhe gemessene Lufttemperatur angepasst. Das vorgestellte Rekonstruktionsverfahren wurde in den Schweizer Alpen für eine Fläche von 51.000 km² über einen Zeitraum von rund 15 Jahren getestet. Der Vergleich der Rekonstruktionsergebnisse mit der Tagesmitteltemperatur an 61 Wetterstationen ergab einen durchschnittlichen Nash-Sutcliffe-Koeffizient von 0,900. Die zugrunde gelegten Stationen liegen in einem Höhenbereich von 316 bis 3.576 mNN, das R² für die einzelnen Stationen variiert zwischen 0,758 und 0,958.

1. Einleitung

Die Lufttemperatur ist eine wesentliche meteorologische Kenngröße zur Beschreibung verschiedener hydrologischer Prozesse. So ist diese u.a. ein Hauptparameter zur Berechnung der Schneeschmelze oder der Evapotranspiration. Die Regionalisierung der Lufttemperatur erfolgt zumeist durch Interpolation bzw. Extrapolation von einer oder mehreren Wetterstationen. Vor allem in Gebirgsregionen ist eine verlässliche Aussage über die Temperaturverteilung aufgrund der hohen morphologischen Variabilität und der i.d.R. begrenzten Anzahl von Wetterstationen in größerer Höhe allerdings sehr schwierig. Die Nutzung von Fernerkundungsdaten verspricht hier das Potenzial, die räumliche Verteilung der Lufttemperatur besser nachbilden zu können.

Der Satellit „Terra“ liefert mit seinem Instrument Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) seit März 2000 nahezu weltweit täglich zwei Aufnahmen u.a. auch zur Landoberflächentemperatur (LST). Die polare und sonnensynchrone Erdumlaufbahn des Satelliten sorgt dafür, dass beide Aufnahmen jeden Tag annähernd zu den gleichen Zeitpunkten und um 12 Stunden versetzt erfolgen. Diese Daten werden nach der Aufbereitung u.a. als tägliche LST mit einer Auflösung von ca. 1000 x 1000 m² (MOD11A1) innerhalb weniger Tage unter der URL „e4ftl01.cr.usgs.gov“ kostenlos zur Verfügung gestellt. Ein zweiter Satellit „Aqua“ liefert seit Juli 2002, jeweils etwas zeitversetzt zu „Terra“, täglich zwei weitere Datensätze (MYD11A1). Allerdings können die einzelnen Satellitenbilder erhebliche räumliche Datenlücken aufweisen, welche zum größten Teil auf Bewölkung zum Aufnahmezeitpunkt zurückzuführen sind. Unter wolkenlosen Bedingungen liefern die aus dem generalisiertem Split-Window LST Algorithmus berechneten täglichen LST Karten im Temperaturbereich von -10 bis 50 °C eine höhere Genauigkeit als ± 1 °C verglichen mit in situ gemessenen Landoberflächentemperaturen (WAN 1999, WAN et al. 2002, WAN et al. 2004, WAN 2008).

Für die Nutzung in aufgelösten hydrologischen Modellen ist eine flächendeckende Kenntnis der Temperatur von grundlegender Bedeutung, hierzu müssen fehlende räumliche Temperaturdaten rekonstruiert werden. HENGL et al. (2012), KE et al. (2013) und ZHANG et al. (2013) befassen sich mit dem Füllen von Datenlücken in 8-tägigen LST-Karten (MOD11A2

bzw. MYD11A2). Sie rekonstruieren die LST-Karten mit unterschiedlichen Prädiktoren, wie z.B. dem Längen- und Breitengrad, dem digitalen Geländemodell, dem Normalized Differenced Vegetation Index (NDVI), der Entfernung zur Küste und füllen die Datenlücken mit Interpolationsverfahren wie Kriging auf. Zusätzlich nutzt ZHANG et al. (2013) eine Kombination aus den beiden Produkten MOD11A2 und MYD11A2.

CROSSON et al. (2012) verfolgt den Ansatz vorhandene Datenlücken in den täglichen LST-Karten des Satelliten „Terra“ mit Daten des Satelliten „Aqua“ aufzufüllen. Diese Prozedur erhöht die Datenabdeckung um 24 % für den Tag bzw. 30 % für die Nacht jeweils bezogen auf die Daten des Satelliten „Aqua“ und erfordert eine Angleichung der Temperatur an die zeitlich versetzt aufgenommenen LST. Allerdings führt dieser Ansatz nicht zu einer vollständigen Rekonstruktion der fehlenden Daten.

NETELER (2010a) entwickelt ein auf verschiedenen Filtern und einem räumlichen Spline basierendes Verfahren zur Rekonstruktion der täglichen MODIS-Produkte MOD11A1 und MYD11A1. Zunächst werden die Pixel anhand ihrer Qualitätsmerkmale gefiltert. In einem weiteren Schritt werden die Daten auf der Grundlage von Histogrammen und der linearen Temperaturgradienten pro 16-tägigem Zyklus gefiltert, wodurch nicht erkannte kontaminierte Pixel eliminiert werden. Danach werden LST-Karten mit mehr als 10 % gültigen Pixel mittels räumlichen Spline zwischen zufällig gewählten täglichen Pixeln und Pixeln aus einer synthetisch erzeugten 16-tägigen Karte rekonstruiert. Alle anderen rekonstruierten LST-Karten entsprechen der jeweils für den Zeitraum erstellten synthetischen Karte.

Die mit dem Verfahren von NETELER (2010a) rekonstruierten Temperaturkarten spiegeln die Temperatur der Landoberfläche wider. Die meisten hydrologischen Modelle benötigen jedoch als Eingangsparameter die, üblicherweise in 2 m Höhe gemessene, Lufttemperatur. Das im Weiteren beschriebene Verfahren zeigt nach der Filterung kontaminierter Pixel eine Möglichkeit zur Rekonstruktion der räumlich verteilten täglichen Lufttemperatur aus rekonstruierten MODIS Satellitendaten auf.

2. Daten und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Schweizer Alpen und erstreckt sich über 170 km in der Breite und 300 km in der Länge. Die Gesamtfläche von 51.000 km² liegt in den Grenzen der Koordinaten nördlicher Breite: 47°35'N, südlicher Breite: 46°00'N, westlicher Länge: 6°20'E und östlicher Länge: 10°20'E (Abbildung 1). Der tiefste Punkt des Gebietes befindet sich am Lago Maggiore und liegt unterhalb von 190 mNN. Der höchste Punkt liegt in den Walliser Alpen bei 4.545 mNN. Die mittlere Geländehöhe im Untersuchungsgebiet liegt bei 1.100 mNN.

Im Untersuchungsgebiet liefern über den gesamten Zeitraum insgesamt 62 Wetterstationen (Abbildung 1) kontinuierlich Daten. Die Temperaturdaten der Wetterstationen werden über die Datenbank der US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) dem Global Surface Summary of the Day (GSOD) über den ftp-Server „ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/g sod/“ bezogen. Die Abbildung 2 stellt zum einen die Verteilung der Geländehöhe gegenüber der Fläche des Untersuchungsgebiets und zum anderen die Verteilung der Wetterstationen über der Höhe dar.

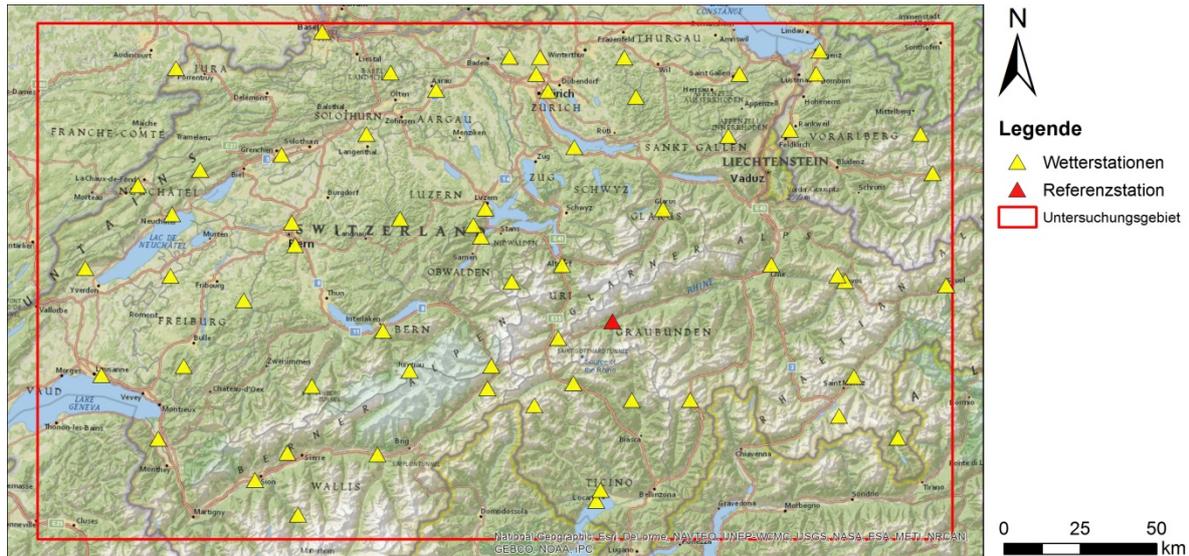


Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit Wetterstationen (Quelle: ESRI National Geographic World Map, modifiziert).

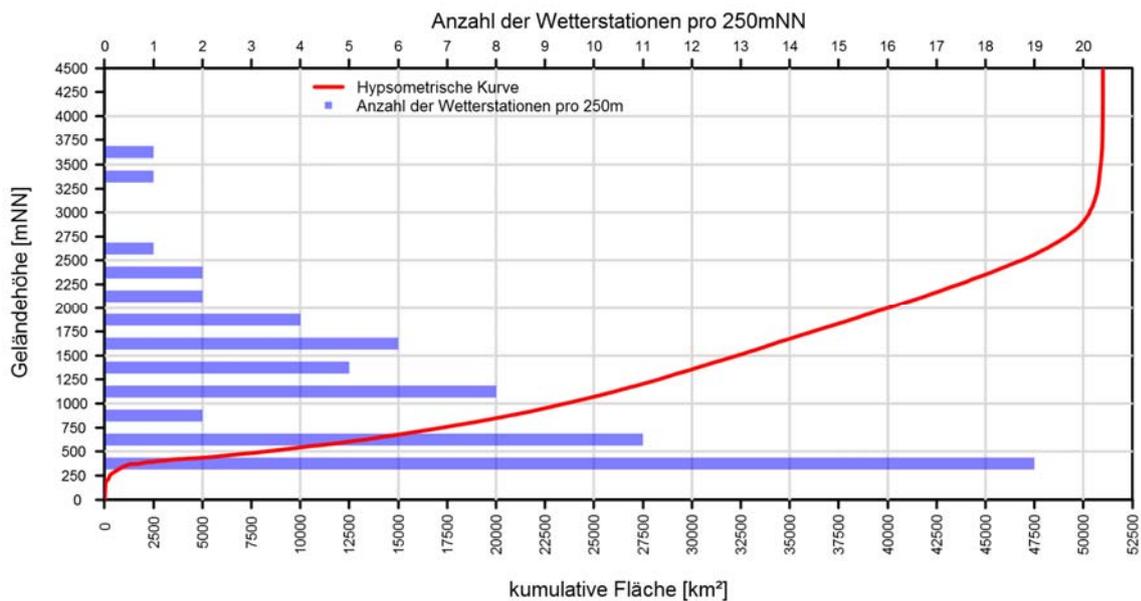


Abb. 2: Hypsometrische Kurve und Verteilung der Wetterstation im Untersuchungsgebiet.

2.2 Datenaufbereitung

Die Verarbeitung der Daten erfolgt mittels Skript in der Programmiersprache R (R CORE TEAM 2015). Die Grundlage für die Rekonstruktion der täglichen Temperaturkarten ist das Produkt MOD11A1 vom Satelliten „Terra“ in der Version 5. Die weltweit von der NASA zur Verfügung gestellten LST-Daten sind in ein sinusoidales Gitternetz von jeweils 10 x 10 ° unterteilt. Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Kachel h18v04. Die täglichen Datensätze im hdf-Format bestehen insgesamt aus 12 Layern. Für die Rekonstruktion der täglichen Temperaturkarten werden die Layer mit der Bezeichnung „LST_Day_1km“, „QC_Day“, „LST_Night“ und „QC_Night“ verwendet. Diese enthalten Informationen zur LST und deren Qualität. Die Datensätze werden mittels des Werkzeuges „MODIS Reprojection Tool v.4.1“

(LAND PROCESSES DAAC 2011) in das Koordinatensystem WGS84 UTM Zone 32N projiziert und auf das Untersuchungsgebiet zugeschnitten.

Die LST-Karten werden jeweils für Tag und Nacht getrennt anhand ihrer Qualitätsmerkmale gefiltert. Pixel mit den Qualitätsmerkmalen "LST not produced due to cloud effects", "LST not produced primarily due to reasons other than clouds", "Average LST error ≤ 3 K" und "Average LST error > 3 K" werden herausgefiltert. Im selben Schritt erfolgt die Umrechnung der Temperatur von Kelvin in Grad Celsius. Nach der Filterung ergibt sich über den gesamten Untersuchungszeitraum eine mittlere Gebietsabdeckung von 39,8 % für die Aufnahmen am Tag und 39,8 % für die Aufnahmen in der Nacht (Tabelle 1).

Tab. 1: Anteil von Karten mit mehr bzw. weniger als 10 % gültiger Pixel und durchschnittliche Prozentsatz von Pixeln pro Jahr im Untersuchungsgebiet

Jahr	Anzahl Karten		Anzahl Karten		gültige Pixel	
	< 10% gültiger Pixel		$\geq 10\%$ gültiger Pixel		[%]	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht	Tag	Nacht
2000	98	89	204	213	35,9	34,1
2001	123	89	242	276	34,8	35,3
2002	126	96	239	269	35,8	36,4
2003	76	64	289	301	46,5	44,7
2004	99	71	267	295	37,2	39,0
2005	77	62	288	303	43,8	42,2
2006	83	58	282	307	42,1	40,6
2007	83	63	282	302	43,4	41,9
2008	98	82	268	284	38,6	37,9
2009	82	58	283	307	40,6	42,0
2010	104	89	261	276	34,8	36,4
2011	72	49	293	316	47,1	48,2
2012	90	69	276	297	41,2	41,5
2013	107	64	258	301	38,1	38,0
2014	110	65	255	300	36,0	38,1
Gesamt	1428	1068	3987	4347	39,8	39,8

Bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass die LST über großen Wasserflächen im Sommer kälter und im Winter wärmer als in der direkten Umgebung sind (s. NETELER 2010b, CROSSON et al. 2012). Aus diesem Grund werden für die Rekonstruktion der LST alle Pixel im Bereich von Wasserflächen gelöscht. In der Abbildung 3 sind die Temperaturen der am Tag aufgenommenen LST-Karte vom 27. Februar 2010, lediglich anhand der Qualitätsmerkmale gefiltert, gegen die aus SRTM-Daten gewonnenen Geländehöhe aufgetragen. Die blau markierten Punkte sind Pixel oberhalb von Gewässerflächen und spiegeln das trägere Verhalten von gemessenen LST oberhalb von Wasserflächen gegenüber der gemessenen LST oberhalb von Landflächen hinsichtlich der Erwärmung am Tag wider. Diese Pixel werden unter Zuhilfenahme der MODIS Gewässermaske mit der Produktbezeichnung „MOD44w“ herausgefiltert, um eine negative Beeinflussung bei der späteren Rekonstruktion der LST-Karte zu verhindern.

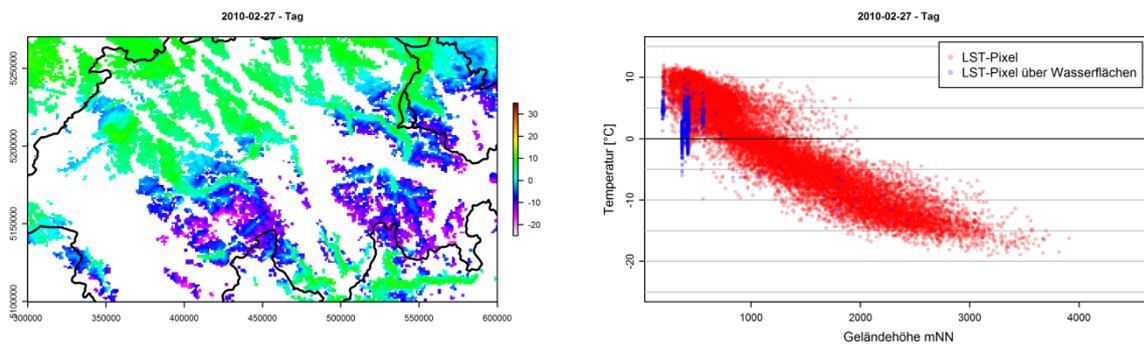


Abb. 3: LST-Rohdaten vom 27.02.2010.

Ein weiterer Filter dient der Selektion von LST-Karten mit unplausiblen Temperaturgradienten. Dieses Phänomen tritt zu einem bei ungünstiger Verteilung der gültigen Pixel im Untersuchungsgebiet auf, zum anderen kann eine Inversionswetterlage die Ursache sein. Studien von ROLLAND (2003), BLANDFORD et al. (2008) und KATTEL et al. (2013) zeigen, dass die monatlichen Temperaturgradienten für die minimale, maximale und mittlere Tagestemperatur zwischen -4 bis -8 °C/km liegen. Die aus den LST-Karten abgeleiteten Temperaturgradienten gelten allerdings für die Erdoberfläche und sind somit nicht direkt mit Temperaturgradienten der Luft vergleichbar. Daher wird zur Rekonstruktion der LST-Karten ein maximaler Temperaturgradient von -2 °C/km zugelassen.

Das Hauptproblem zur korrekten Rekonstruktion der Temperaturkarten ist das Herausfiltern aller konterminierter Pixel. Um das Vorhandensein weiterer Kontaminationen ausschließen zu können, wird zunächst die LST gegen die Geländehöhe aufgetragen und ein kubischer Spline als Ausgleichsfunktion berechnet. In der Abbildung 4 sind die Ausgleichsfunktion (grau) und die 5 % und 95 % Quantile der Residuen (grün) dargestellt. Das ebenfalls abgebildete Histogramm gibt Aufschluss über die Verteilung der Residuen. Alle Punkte außerhalb des Bereiches zwischen der 5 % und 95 % Quantile der Residuen werden bei der Rekonstruktion der Temperaturkarten nicht berücksichtigt.

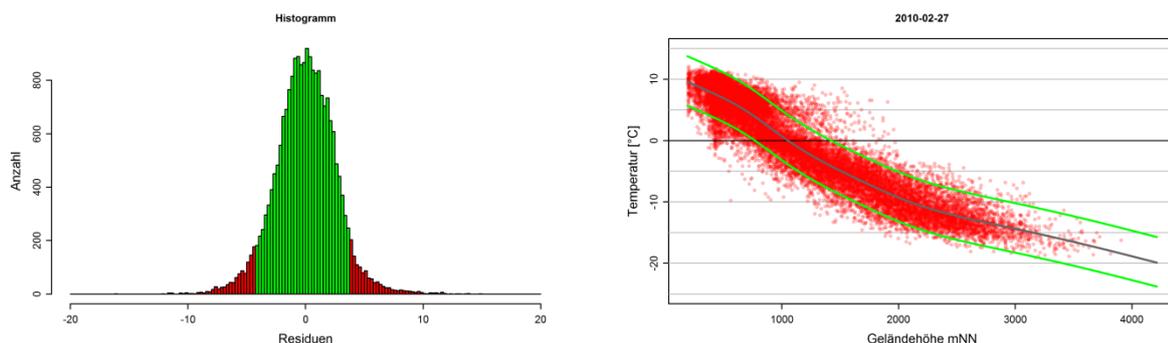


Abb. 4: Histogramm Filter.

Zur Rekonstruktion der täglichen Temperaturkarten wird zwischen Karten mit mehr als 10 % validen Pixeln und weniger als 10 % validen Pixeln nach der Filterung unterschieden (Abbildung 5). Für den Untersuchungszeitraum weisen nach der Filterung 73,6 % der Karten für die Aufnahmen am Tag mehr als 10 % valide Pixel und für die Aufnahmen in der Nacht 80,3 % der Karten dieses Kriterium auf.

Zur Herstellung des Bezuges zwischen der durch Satelliten gemessenen LST und der Lufttemperatur dient eine Referenzstation. Als Referenzstation wurde im Untersuchungsgebiet die Wetterstation Disentis-Sedrun gewählt, die zentral im Untersuchungsgebiet auf einer Höhe von 1.180 mNN liegt, was ungefähr der mittleren Gebietshöhe entspricht.

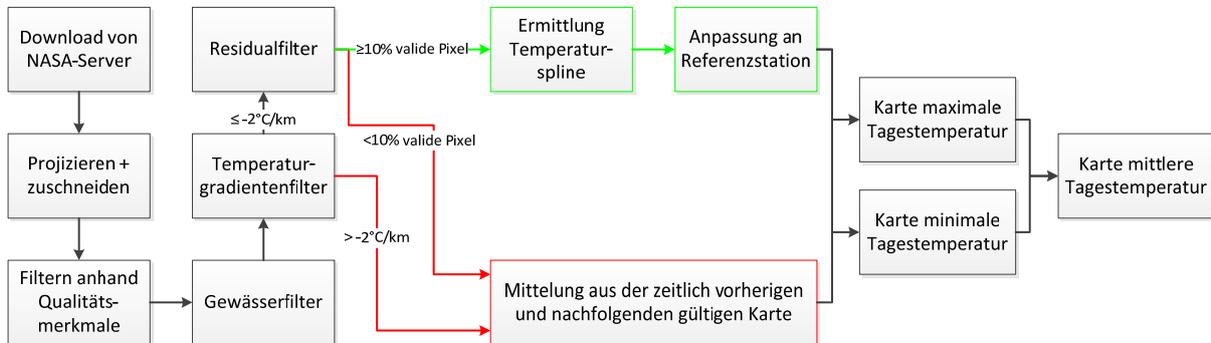


Abb. 5: Rekonstruktionsschema der Temperaturkarten aus täglichen MODIS-Satellitendaten.

Für die gefilterten Karten mit mehr als 10 % validen Pixeln wird erneut ein kubischer Spline ermittelt. Dieser wird dann an der Geländehöhe der Referenzstation auf die gemessene Lufttemperatur der Referenzstation verschoben (Abbildung 6). Aus dem angepassten Spline und dem DGM wird die rekonstruierte Karte der Lufttemperatur für das Untersuchungsgebiet ermittelt.

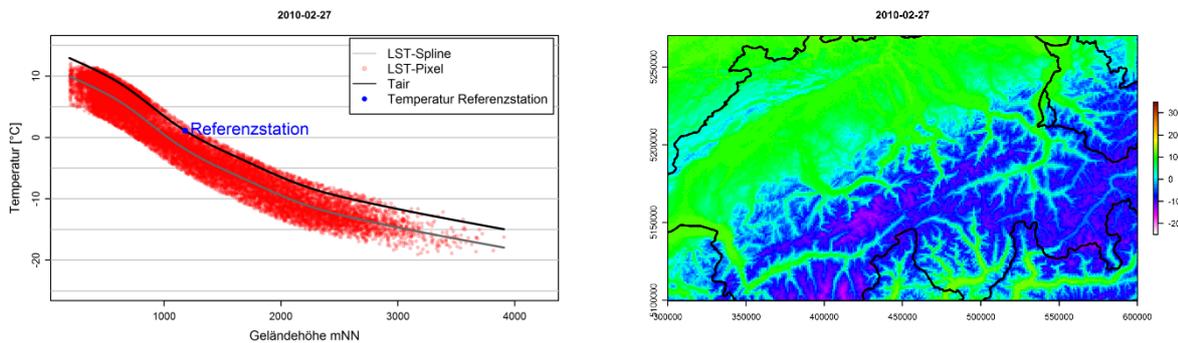


Abb. 6: an die Temperatur der Referenzstation angepasster Spline (Links: Temperaturspline auf die Temperatur der Referenzstation verschoben; Rechts: rekonstruierte tägliche Temperaturkarte).

Nachdem zunächst alle Karten mit mehr als 10 % validen Pixeln rekonstruiert wurden, werden im Anschluss die fehlenden Karten rekonstruiert. Für Karten mit weniger als 10 % validen Pixeln erfolgt eine zeitliche Interpolation der Karten. Es wird für die zeitlich zuletzt rekonstruierte Karte und die nächste gültige rekonstruierte Karte die Abweichung beider Karten zur Referenzstation berechnet und diese im Anschluss gemittelt. Zur Erzeugung der rekonstruierten Lufttemperatur wird der Temperaturwert an der Höhenkoordinate der Referenzstation auf das Temperaturniveau der Referenzstation verschoben.

Die oben beschriebene Verfahrensweise erfolgt sowohl für die LST-Karte für den Tag als auch für die LST-Karte der Nacht. Zur Berechnung der Karte der Tagesmitteltemperatur werden die beiden jeweiligen täglichen rekonstruierten Karten der Lufttemperatur gemittelt und die Temperatur an die gemessene Temperatur der Referenzstation angepasst.

3. Ergebnisse

Zur Validierung der aus den Satellitendaten gewonnenen rekonstruierten Lufttemperaturen werden diese mit den gemessenen Werten der Bodenstationen im Untersuchungsgebiet verglichen. Die Auswertung erfolgt für die Tagesmitteltemperatur an 61 Wetterstationen in der Schweiz. Als Kriterien werden der mittlere Fehler ME, die Wurzel des mittleren quadratischen Prognosefehlers RMSE und der Nash-Sutcliffe-Koeffizient R^2 (NASH & SUTCLIFF 1970) nach den Gleichung (1) bis (3) zur Bewertung der Güte der rekonstruierten Temperaturen herangezogen.

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (2)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (3)$$

mit y_i für die gemessenen Lufttemperatur, \hat{y}_i für die rekonstruierten Temperaturen, \bar{y}_i dem Mittelwert der gemessenen Lufttemperatur und n für die Anzahl der Messwerte.

Der Vergleich der rekonstruierten Tagesmitteltemperatur an 61 Bodenstationen in der Schweiz ergibt einen mittleren absoluten Fehler über alle Stationen im Untersuchungszeitraum von März 2000 bis Dezember 2014 von 0,1 °C. Den betragsmäßig minimalen ME verzeichnet die Station Poschiavo-Robbia mit 0 °C und den betragsmäßig maximalen ME weist die Station Ulrichen mit 2,1 °C auf (siehe Tabelle 2). Dies spiegelt die Qualität der Rohdaten unter wolkenlosen Bedingungen mit einer Genauigkeit von ± 1 °C wider (siehe Kapitel 1). Die Werte für den RMSE liegen im Bereich zwischen 1,5 °C für die Wetterstation Adelboden und 3,6 °C für die Wetterstation Ulrichen. Der Nash-Sutcliffe-Koeffizient liegt im Mittel über alle Wetterstationen und alle Jahre bei 0,900. Der rekonstruierte Temperaturverlauf auf Grundlage des MOD11A1 Produktes spiegelt für die Wetterstation Adelboden den höchsten R^2 von 0,958 und die Wetterstation Locarno-Monti mit einem R^2 von 0,758 den niedrigsten Wert wider.

Tab. 2: ME, RMSE, R^2 für den Vergleich der rekonstruierten Tagesmittel der Lufttemperatur aus LST (MOD11A1) mit der Tagesmitteltemperatur an ausgewählten Wetterstationen im Zeitraum 03/2000-12/2014

Station	Höhe	ME	RMSE	R^2
Basel-Binningen	316	0,3	2,2	0,913
Locarno-Monti	380	-2,0	3,6	0,758
Wädenswil	463	0,4	2,0	0,930
Rünenberg	610	0,1	1,9	0,933
Längern	843	0,8	1,9	0,931
La Chaux-de-Fonds	1019	0,8	1,9	0,935
Poschiavo-Robbia	1078	0,0	2,9	0,847
Adelboden	1320	0,1	1,5	0,958
Ulrichen	1345	2,1	3,6	0,774
Napf	1406	0,2	1,9	0,939
Montana	1508	-1,0	1,7	0,948
Davos	1590	0,8	1,7	0,952
San Bernardino	1638	0,1	2,4	0,908
Grimmel-Hospiz	1980	-0,3	2,2	0,925
Gütsch ob Andermatt	2284	-0,8	2,8	0,887
Säntis	2500	-0,4	3,1	0,858
Weissfluhjoch	2690	-0,6	2,8	0,883
Jungfrauojoch	3576	-0,5	2,7	0,844
Mittelwerte über 61 Stationen		0,1	2,3	0,900

Die Abbildung 7 zeigt exemplarisch für die Wetterstation Davos die gemessene Tagesmitteltemperatur (schwarz) und den rekonstruierten Temperaturverlauf aus den MODIS-Daten (rot) für den Zeitraum Januar 2012 bis Dezember 2013. Der Temperaturverlauf ist nahezu deckungsgleich, der Nash-Sutcliffe-Koeffizient für den dargestellten Zeitabschnitt beträgt 0,959 bei einem mittleren Fehler von 0,5 °C.

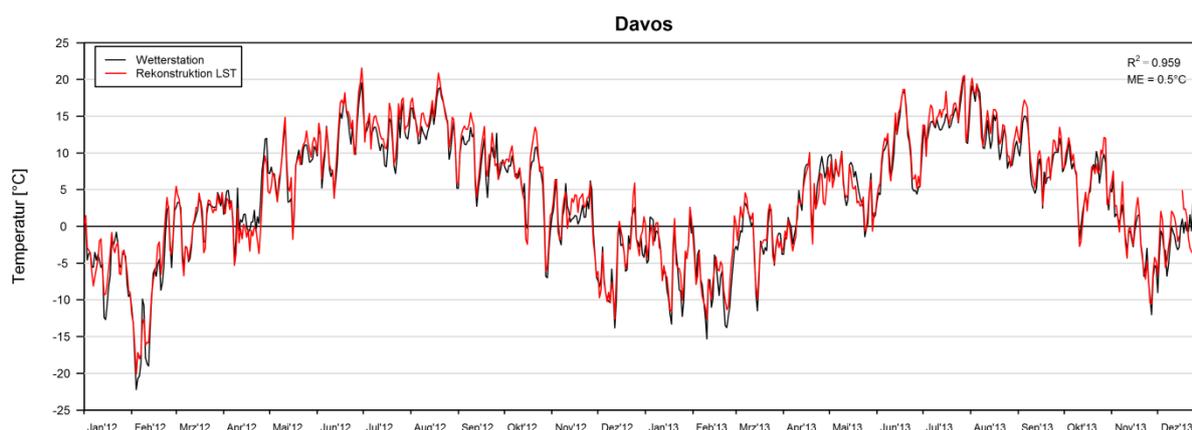


Abb. 7: Vergleich Temperaturverlauf Bodenstation mit rekonstruierten Tagesmitteltemperaturen (MOD11A1) an der Wetterstation Davos (01/2012 – 12/2013).

Die rekonstruierten Tagesmitteltemperaturen auf Grundlage der Daten des Satelliten „Aqua“ (MYD11A1) für den Zeitraum von Juli 2002 bis Dezember 2014 ergeben im Vergleich mit

den 61 Wetterstationen ein mittleres R^2 von 0,899. Die Streuung des R^2 liegt zwischen 0,774 für die Wetterstation Locarno-Monti und 0,960 für die Wetterstation Adelboden. Der ME und der RMSE spiegeln identische Werte für die rekonstruierten Tagesmitteltemperaturen der Satelliten „Terra“ und „Aqua“ wider. Damit ist die Qualität der rekonstruierten Tagesmitteltemperaturen von der Wahl des zugrunde gelegten MODIS-Produkts MOD11A1 oder MYD11A1 unabhängig.

4. Schlussfolgerung

Das vorgestellte Verfahren zur Rekonstruktion der räumlich verteilten täglichen Tagesmitteltemperaturen spiegelt die an Bodenstationen gemessenen Temperaturen trotz der hohen morphologischen Variabilität im alpinen Untersuchungsgebiet sehr gut wider. Es wird damit die Möglichkeit eröffnet, über LST Fernerkundungsdaten flächendeckend auf die großräumige Verteilung der Tagesmitteltemperatur, die ein wichtiger Indexparameter für viele hydrologische wie auch biologische Prozesse ist, zu schließen. Hervorzuheben ist dabei die Tatsache, dass die Temperaturverteilung für das gesamte Untersuchungsgebiet von nur einer Bodenstation abgeleitet wird. Dies macht das Verfahren insbesondere für abgelegene Hochgebirgsregionen mit einer geringen Messnetzdichte interessant. Darüber hinaus bietet das Verfahren nicht nur die Möglichkeit, fehlende Daten zu rekonstruieren, sondern ermöglicht auch ein beliebiges Downscaling der Temperaturdaten in Abhängigkeit von der Auflösung des gewählten digitalen Geländemodells.

Dem Verfahren unterliegt die wesentliche Annahme, dass die Temperaturverteilung im Untersuchungsgebiet hauptsächlich von der Höhenlage abhängig ist und keine gravierenden Temperaturunterschiede infolge unterschiedlicher meteorologischer Bedingungen vorliegen, wie dies z.B. bei bestimmten Wetterlagen zwischen Alpennord- und -südseite der Fall ist.

Literatur

- BLANDFORD, T., HUMES, K., HARSHBURGER, B., MOORE, B., WALDEN, V. & YE, H. (2008): Seasonal and Synoptic Variations in Near-Surface Air Temperature Lapse Rates in a Mountainous Basin. In: *American Meteorological Society* 47, 249–261.
- CROSSON, W., AL-HAMDAN, M., HEMMING, S. & WADE, G. (2012): A daily merged MODIS Aqua-Terra land surface temperature data set for the conterminous United States. In: *Remote Sensing of Environment* 119, 315–324.
- HENGL, T., HEUVELINK, G., PERČEC TADIĆ, M. & PEBESMA, E. (2012): Spatio-temporal prediction of daily temperatures using time-series of MODIS LST images. In: *Theoretical and Applied Climatology* 107 (1-2), 265–277.
- KATTEL, D., YAO, T., YANG, K., TIAN, L., YANG, G. & JOSWIAK, D. (2013): Temperature lapse rate in complex mountain terrain on the southern slope of the central Himalayas. In: *Theoretical and Applied Climatology* 113 (3-4), 671–682.
- KE, L., DING, X. & SONG, C. (2013): Reconstruction of Time-Series MODIS LST in Central Qinghai-Tibet Plateau Using Geostatistical Approach. In: *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 10 (6), 1602–1606.
- LAND PROCESSES DAAC (2011): USGS Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. MODIS Reprojection Tool user's manual release 4.1.

- NASH, J.E, SUTCLIFFE, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. In: *Journal of Hydrology* 10 (3), 282–290
- NETELER, M. (2010a): Spatio-temporal reconstruction of satellite-based temperature maps and their application to the prediction of tick and mosquito disease vector distribution in Northern Italy. PhD thesis. University of Hannover, Germany.
- NETELER, M. (2010b): Estimating Daily Land Surface Temperatures in Mountainous Environments by Reconstructed MODIS LST Data. In: *Remote Sensing* 2 (1), 333–351.
- R CORE TEAM (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- ROLLAND, C. (2003): Spatial and Seasonal Variations of Air Temperature Lapse Rates in Alpine Regions. In: *Journal of Climate* 16 (7), 1032–1046.
- WAN, Z. (1999): MODIS Land-Surface Temperature. Algorithm Theoretical Basis Document (LST ATBD). Version 3.3. Institute for Computational Earth System Science. Santa Barbara. Online verfügbar unter http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod11.pdf, zuletzt geprüft am 02/2016.
- WAN, Z., ZHANG, Y., ZHANG, Q. & LIA, Z. (2002): Validation of the land-surface temperature products retrieved from Terra Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer data. In: *Remote Sensing of Environment* 83, 163–180.
- WAN, Z., ZHANG, Y., ZHANG, Q. & LI, Z.-L. (2004): Quality assessment and validation of the MODIS global land surface temperature. In: *International Journal of Remote Sensing* 25 (1), 261–274.
- WAN, Z. (2008): New refinements and validation of the MODIS Land-Surface Temperature/Emissivity products. In: *Remote Sensing of Environment* 112 (1), 59–74.
- ZHANG, L., HUANG, J., GUO, R., LI, X., SUN, W. & WANG, X. (2013): Spatio-temporal reconstruction of air temperature maps and their application to estimate rice growing season heat accumulation using multi-temporal MODIS data. In: *J. Zhejiang Univ. Sci. B* 14 (2), 144–161.

Merging von Radar- und Stationsniederschlägen für unterschiedliche zeitliche Auflösungen und Messnetzdichten

Christian Berndt, Ehsan Rabiei und Uwe Haberlandt

Zusammenfassung

Die Regenschreiberinformationen weisen für viele hydrologische Zwecke eine zu geringe räumliche Auflösung auf, während Radarmessungen das Niederschlagsgeschehen räumlich und auch zeitlich mit hoher Auflösung erfassen können. Radarmessungen weisen jedoch oft eine deutliche Abweichung im Vergleich mit den Stationsmessungen auf. Im Rahmen dieser Arbeit wurden unterschiedliche Methoden, welche ein Kombinieren bzw. Verschmelzen der Stationsmessungen mit den Radarinformationen (Merging) erlauben, untersucht. Es wurden die drei geostatistischen Methoden External Drift Kriging, Indikator External Drift Kriging und Conditional Merging mittels Kreuzvalidierung verglichen. Zusätzlich erfolgte die Kreuzvalidierung auch für Ordinary Kriging, welches ausschließlich die Stationsmessungen des Niederschlags verwendet und als Referenz dient. Das Untersuchungsgebiet liegt in Niedersachsen, deckt die Messreichweite der Radarstation Hannover ab und beinhaltet 90 Regenschreiber, deren kontinuierliche Zeitreihen von Januar 2008 bis Dezember 2010 verwendet wurden. Die Untersuchungen erfolgten für sieben zeitliche Aggregationszeiträume von 10 min bis 360 min und fünf Stationsdichteszenarien. Die Ergebnisse zeigen, dass Conditional Merging für alle Stationsdichten und zeitliche Auflösungen die beste Interpolationsgüte liefert. Auch für 5 min kann eine Verbesserung gegenüber Ordinary Kriging erreicht werden. Insgesamt ist die Güte stark von der Qualität der Radardaten abhängig und eine räumliche bzw. zeitliche Glättung kann das Interpolationsergebnis deutlich verbessern. Der Fehler der Niederschlagsschätzung steigt mit der Erhöhung der zeitlichen Auflösung und mit der Verringerung der Stationsdichte.

1. Einleitung und Zielstellung

Niederschlagsdaten mit einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung sind im Allgemeinen sehr wichtig für die Modellierung hydrologischer Prozesse. Die vorhandene Regenschreiberdichte reicht im Allgemeinen nicht aus um geeignete Niederschlagsaufzeichnungen für z.B. urbanhydrologische Kanalnetzsimulationen bereitzustellen. Radarmessungen des Niederschlags zeichnen sich im Allgemeinen durch eine hohe räumliche Genauigkeit und durch die Abdeckung eines größeren räumlichen Gebiets aus. Im Allgemeinen kommt es allerdings zu großen Ungenauigkeiten hinsichtlich der aus den gemessenen Radarreflektivitäten ermittelten Niederschlagshöhen. Gründe hierfür können unter anderem Schwankungen in der Beziehung zwischen zurückgestreuter Energie und Niederschlagsintensität, Dämpfung des Radarsignals oder Störungen durch eine Reflexion an Bodenerhebungen sein (WILSON & BRANDES 1979). Viele unterschiedliche Methoden wurden von der Wissenschaft vorgeschlagen um die Vorteile dieser unterschiedlichen Datenquellen zu nutzen und ein kombiniertes Datenprodukt zu erstellen. Geostatistische Ansätze haben sich oft als nützlich für diesen Zweck erwiesen.

KRAJEWSKI (1987) und AZIMI-ZONOOZ et al. (1989) nutzten Cokriging in Computereperimenten um Niederschlagsfelder zu interpolieren. Die Nutzung von simulierten Radarinformationen als Zusatzinformation konnte die Interpolationsgüte verbessern. HABERLANDT (2007) untersuchte stündliche Messungen für ein großräumiges extremes Niederschlagsereignis. Radarinformationen haben sich hier als sehr nützliche Zusatzinformation bei der Verwendung von External Drift Kriging und Indikator External Drift Kriging erwiesen. Eine weitere Untersuchung von VERWORN & HABERLANDT (2011) bestätigt dieses Ergebnis.

EHRET (2003) und SINCLAIR & PEGRAM (2005) nutzten die Methode Conditional Merging um Regenschreiber- und Radardaten zusammenzuführen.

Diese Studie zielt darauf ab, einige der vorgeschlagenen Mergingmethoden hinsichtlich ihrer Interpolationsgüte für unterschiedliche, hohe zeitliche Auflösungen (10 min, 30 min, 60 min, 120 min, 240 min, 360 min) zu untersuchen und miteinander zu vergleichen, da bisher unklar ist, mit welchem dieser Ansätze das beste Interpolationsergebnis erreicht werden kann. Lediglich GOUDENHOOFDT & DELOBBE (2009) untersuchten die Interpolationsgüte unterschiedlicher Methoden für tägliche Messwerte des Niederschlags, wobei External Drift Kriging das beste Ergebnis lieferte. Zusätzlich wurden in dieser Studie unterschiedliche Messnetzdichten untersucht, da diese im Allgemeinen einen starken Einfluss auf die Interpolationsgüte haben. Im Rahmen dieser Arbeit wurden ebenfalls unterschiedliche räumliche und raum-zeitliche Glättungsmethoden evaluiert, welche die Interpolationsgüte deutlich verbessern können.

2. Mergingmethoden

Es wurden External Drift Kriging (EDK), Conditional Merging (CM) und Indikator External Drift Kriging (IEDK) für das Zusammenfügen der Radar- und Regenschreiberdaten verwendet. Die univariate Interpolationsmethode Ordinary Kriging (OK) wurde als Referenz verwendet gegenüber der die Nutzung von Radardaten einen Vorteil bringen kann. Für eine ausführliche Erklärung dieser Methode wird an dieser Stelle auf geostatistische Lehrbücher (GOOVAERTS 1997 und ISAAKS & SRIVASTAVA 1990) verwiesen. Jedes dieser drei geostatistischen Verfahren benötigt eine Quantifizierung der räumlichen Variabilität des Niederschlags. Die hierfür benötigten experimentellen Variogramme $\gamma(h)$ wurden als Semivariogramme für jede zeitliche Auflösung aus Radardaten nach Gleichung 1 bestimmt. Hierbei wurden für jeden Zeitschritt 1000 zufällige Punkte $Z(u)$ der Radarinformation genutzt.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2 \cdot N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (Z(u_i) - Z(u_i + h))^2 \quad (\text{Gl. 1})$$

$N(h)$ ist hierbei die Anzahl der Datenpaare, welche einen Distanzvektor h entfernt voneinander liegen. Die experimentellen Variogramme der Einzelzeitschritte wurden im Anschluss mit der Varianz standardisiert und jeweils für die Jahreszeit Sommer und Winter gemittelt (Gleichung 2).

$$\gamma_{season}(h) = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{\gamma(h,i)}{\text{var}(i)} \quad (\text{Gl. 2})$$

In dieser Gleichung ist n die Anzahl der Zeitschritte, $\gamma(h,i)$ der Variogrammwert für Distanzklasse h und Zeitschritt i und $\text{var}(i)$ die Varianz der Beobachtungswerte von Zeitschritt i . Im letzten Schritt erfolgte die Anpassung eines exponentiellen Modells an die gemittelten und standardisierten experimentellen Variogramme nach Gleichung 3.

$$\gamma_h = c_0 + c \left[1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right) \right] \quad (\text{Gl. 3})$$

Hier ist a die Reichweite, b der Sill und c_0 der Nuggeteffekt des theoretischen Variogrammmodells.

Die Methode EDK erlaubt das Berücksichtigen einer Sekundärvariablen (hier Radar) bei der Interpolation einer Primärvariablen (hier Stationsmessungen). Die Grundannahme hierbei ist, dass der Erwartungswert der zu interpolierenden primären Variable Z am Ort u eine lineare Beziehung zu einer zusätzlichen Variable Y am Ort u aufweist:

$$E[Z(u) | Y(u)] = a + b \cdot Y(u) \quad (\text{Gl. 4})$$

Die Verwendung von IEDK impliziert eine Transformation der Niederschlagsvariable $Z(u)$ in eine korrespondierende binäre Indikatorvariable $I_\alpha(u)$, wobei hier 13 unterschiedliche Grenzwerte α verwendet wurden (Gl. 5).

$$I_\alpha(u) = \begin{cases} 1 & \text{wenn } Z(u) \leq \alpha \\ 0 & \text{sonst} \end{cases} \quad (\text{Gl. 5})$$

Hieraufhin erfolgt die IEDK-Interpolation wie folgt: Alle Indikatorvariablen werden mit EDK interpoliert um eine Schätzung der kumulative Wahrscheinlichkeitsfunktion zu erhalten. Danach kann der Schätzwert der Primärvariablen errechnet werden, wobei hier der sogenannte E-type estimate, welcher dem Mittelwert der Verteilung entspricht, angewendet wird (DEUTSCH & JOURNAL 1992). Für weitere Details bezüglich der Methoden EDK und IEDK wird an dieser Stelle auf HABERLANDT (2007) und BERNDT et al. (2014) verwiesen.

Conditional Merging (EHRET 2003, SINCLAIR & PEGRAM 2005) basiert im Wesentlichen auf einer zweimaligen Anwendung von OK. Im ersten Schritt (a) erfolgt die Interpolation der Stationsmessungen auf ein Raster. Hiernach werden die Radarpixel, welche an den Stationsstandorten vorhanden sind extrahiert und ebenfalls durch OK interpoliert (b). Dieses Raster der interpolierten Radarpixel wird dann von dem vollständigen Radarbild pixelweise subtrahiert, sodass hieraus ein Raster resultiert, welches an den Stationsstandorten Nullwerte aufweist (c). Die Raster welche aus (a) und (c) resultieren werden im letzten Schritt addiert. Das Ergebnis ist ein Niederschlagsbild welches an den Stationsstandorten den Regenschreibermessungen folgt, dazwischen allerdings den Niederschlagsverlauf des Radars verwendet.

3. Untersuchungsgebiet, Daten und Stationsdichteszenarios

Das Untersuchungsgebiet ist die Messreichweite (Radius: 128 km) des Radarstandortes Hannover, welche sich zum größten Teil in Niedersachsen, Norddeutschland befindet. Es wurde der dreijährige Zeitraum von Januar 2008 bis Dezember 2010 für die Untersuchungen ausgewählt. Für diesen Zeitraum lagen die Daten einer relativ konstanten Anzahl von 90 Niederschlagsstationen vor. Die Zeitreihen wurden vom Deutschen Wetterdienst in einer Auflösung von 10 min bereitgestellt. Abbildung 1 zeigt das Untersuchungsgebiet und die Lage der Niederschlagsstationen. Der nördliche Teil des Gebiets ist Teil der norddeutschen Tiefebene und damit sehr flach. Im Süden gibt es einige kleinere Erhebungen und mit dem Harz (maximale Höhe: 1141 m über NN) ein Mittelgebirge. Die mittlere jährliche Niederschlagssumme variiert zwischen 500 mm/a und 1700 m/a, wobei die höchsten Niederschlagsmengen im Harz vorkommen.

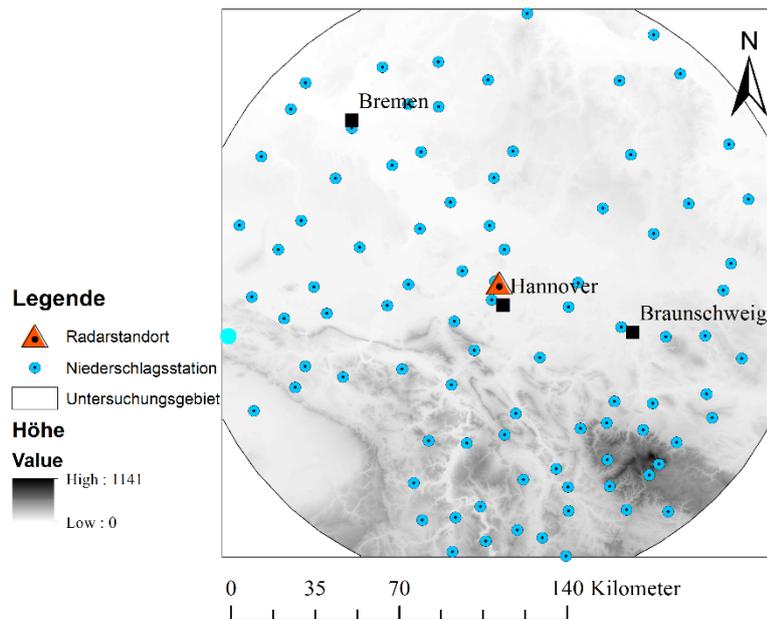


Abb. 1: Untersuchungsgebiet und Lage der Niederschlagsstationen.

Die Daten des C-Band Radarinstruments wurden ebenfalls vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt (DWD DX-Produkt) und haben eine azimutale Auflösung von 1° und eine zeitliche Auflösung von fünf Minuten. Die räumliche Auflösung entlang der 360 Radarstrahlen ist 1 km. Die Radarreflektivitäten der Rohdaten wurden mit der Standardbeziehung des Deutschen Wetterdienstes in Niederschlagsintensitäten umgerechnet. Nach einer einfachen Clutterkorrektur erfolgte eine Transformation der polaren Radarinformationen in ein kartesisches Koordinatensystem und die Ermittlung der Aggregationsraster für alle betrachteten zeitlichen Auflösungen. Weitere Details zur Aufbereitung der Radardaten enthält BERNDT et al. (2014).

Auf Basis der vorhandenen Stationen wurden fünf unterschiedliche Dichteszenarien definiert, welche in Tabelle 1 dargestellt sind. Die 90 Stationen entsprechen einer Stationsdichte von 100 %, die Stationsanzahlen 70, 55, 37 und 17 den Dichteszenarien 80 %, 60 %, 40 % und 20 %. Die Auswahl der Stationen erfolgte für jedes Szenario per Zufall, aber unter der Bedingung, dass alle im 20 %-Szenario enthaltenen Stationen ebenfalls in den weiteren Szenarien enthalten sind.

Tab. 1: Stationsdichteszenarien

Nr.	Anzahl der Stationen	Prozentualer Anteil	Stationen pro 100 km ²	Szenarioname
1	90	100 %	18.94	100 %
2	70	78 %	14.73	80 %
3	55	61 %	11.58	60 %
4	37	41 %	7.79	40 %
5	17	19 %	3.58	20 %

4. Bewertung der Interpolationsgüte

Die Interpolationsgüte wurde mit klassischer Kreuzvalidierung durchgeführt, bei der sukzessive jeweils eine Station aus dem Datensatz entfernt wurde und dann durch die Interpolation oder das Merging geschätzt wurde. Das Gütekriterium RMSE (Gleichung 6) wurde für jeden Zeitschritt, dessen Mittelwert aller Stationsmessungen den in Tabelle 2 angegebenen Grenzwert überschreitet, berechnet. Es wurden für alle Stationsdichteszenarios lediglich die 17 Stationen, welche in allen Szenarios enthalten sind, bei der Berechnung berücksichtigt um eine direkte Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Stationsdichteszenarios zu gewährleisten. Im Anschluss erfolgte die Berechnung der generellen Interpolationsgüte als Mittelwert über alle ausgewählten Zeitschritte.

$$RMSE = \frac{1}{\bar{Z}} \cdot \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n [Z^*(u_i) - Z(u_i)]^2} \quad (\text{Gl. 6})$$

Z ist hierbei die Beobachtung, Z^* der Schätzwert der Interpolation und n die Anzahl der Stationen für den betrachteten Zeitschritt. \bar{Z} ist der zeitschrittspezifische Mittelwert der beobachteten Stationsmessungen.

Zusätzlich erfolgte eine Berechnung des Bias (Gl. 7) und des Standardfehlers (SE), welcher ebenfalls nach Gleichung 6 berechnet wird. SE verzichtet allerdings auf die Standardisierung mit dem Mittelwert \bar{Z} .

$$Bias = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n [Z^*(u_i) - Z(u_i)] \quad (\text{Gl. 7})$$

Die Grenzwerte aus Tabelle 2 ergeben sich aus dem 95%-Quantil der zeitschrittspezifischen Mittelwerte der Stationsmessungen, sodass letztendlich nur Zeitschritte mit einem signifikanten Niederschlagsvorkommen bei der Kreuzvalidierung berücksichtigt werden. Die Durchführung der Kreuzvalidierung erfolgte für zwei unterschiedliche Fälle. In Fall A wurden alle Zeitschritte für die Radardaten vorhanden sind berücksichtigt, während in Fall B die Zeitschritte mit schlechter Radardatenqualität aussortiert wurden. BERNDT et al. (2014) beinhaltet das genaue Kriterium zur Identifizierung der Zeitschritte mit schlechter Radardatenqualität.

Tab. 2: Anzahl der für die Kreuzvalidierung ausgewählten Zeitschritte und der zugehörige Grenzwert für Fall A (alle Zeitschritte) und Fall B (Entfernung der Zeitschritte mit schlechter Radardatenqualität)

Zeitliche Auflösung [min]	Fall A: Anzahl der berücksichtigten Zeitschritte	Fall A: 95 %-Quantil [mm]	Fall B: Anzahl der berücksichtigten Zeitschritte	Fall B: 95 %-Quantil [mm]
10	2884	0.139	2806	0.129
20	1562	0.263	1518	0.243
30	1091	0.385	1060	0.354
60	593	0.729	577	0.668
120	326	1.361	317	1.204
240	183	2.497	178	2.198
360	131	3.427	127	3.019

5. Radardatenglättung

Es wurden unterschiedliche Methoden zur Glättung der Radarbilder untersucht. Der beste Ansatz bestand aus einer räumlichen Glättung als Mittelwert über die betrachtete Zelle des Radarbilds und den 24 Nachbarn und einer darauffolgenden Berechnung des gleitenden Mittelwerts aller Radarpixel über den betrachteten Zeitschritt und jeweils die zwei vorhergehenden und darauffolgenden Zeitschritte. Diese Methode zur Radardatenglättung wurde für die nachfolgenden Kreuzvalidierungsanalysen verwendet, welche in Abschnitt 6 dargestellt sind. In Abbildung 2 sind das Bias-Kriterium und der Standardfehler jeweils für das Kreuzvalidierungsergebnis von EDK mit der Nutzung von geglätteten und nichtgeglätteten Radardaten gegenübergestellt. Jeder Punkt in den Streudiagrammen repräsentiert das Ergebnis eines einstündigen Zeitschritts. Die Ergebnisse für SE zeigen, dass die Mehrheit der Punkte unterhalb der Diagonalen liegt und somit im Allgemeinen eine Verbesserung der Interpolationsgüte durch die Glättung erzielt wird. Eine durchgängige Verbesserung für alle Zeitschritte wird allerdings nicht erreicht.

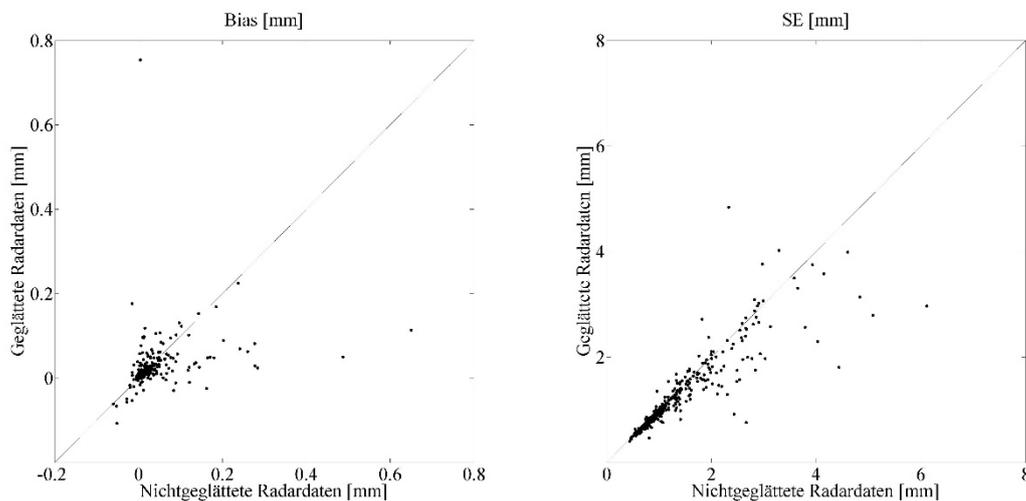


Abb. 2: Streudiagramme von Bias und SE für den Vergleich von geglätteten und nichtgeglätteten Radardaten als Zusatzinformation in EDK für das 100 %-Stationsdichteszenario.

6. Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 3 zeigt ausgewählte Variogramme, jeweils für Sommer und Winter, welche für die OK-, EDK- und CM-Interpolationen verwendet wurden. Im Allgemeinen kann eine Erhöhung der effektiven Reichweite mit Erhöhung der zeitlichen Auflösung festgestellt werden. Der Nuggeteffekt ist im Sommer immer höher als im Winter. Dies könnte aus einer erhöhten Anzahl konvektiver Niederschlagsereignissen in den Sommermonaten resultieren. Für die Indikatorvariogramme des IEDK wird auf BERNDT et al. (2014) verwiesen.

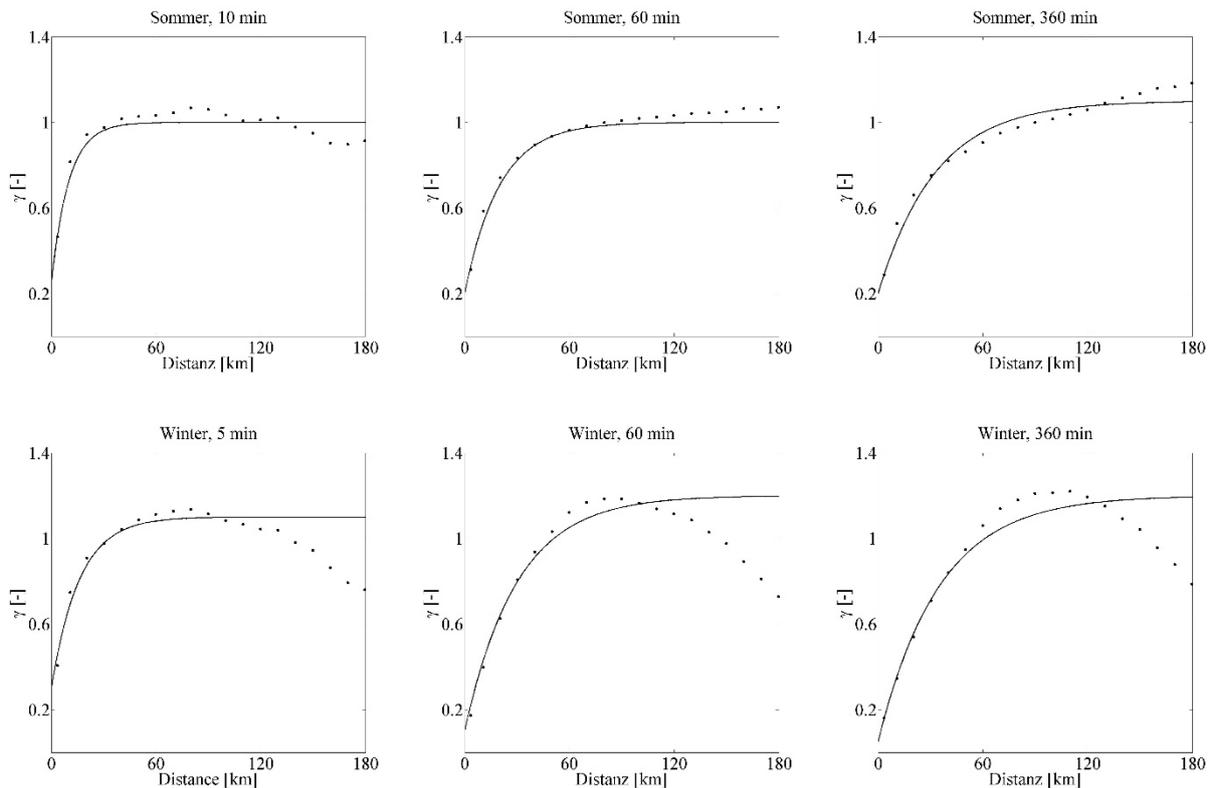


Abb. 3: Variogramme für OK, EDK und CM der 10-, 60- und 360-minütigen Niederschlagsdaten (getrennt für Sommer und Winter).

Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse der Kreuzvalidierungen für EDK, IEDK und CM bei der Verwendung von geglätteten Radardaten, wobei auf der linken Seite (Fall A) die Ergebnisse für die Berücksichtigung aller Zeitschritte und auf der rechten Seite (Fall B) die Ergebnisse für die ausschließliche Berücksichtigung der Zeitschritte mit ausreichender Radardatenqualität dargestellt sind. Die dreidimensionalen Unterabbildungen enthalten auf den horizontalen Achsen das Stationsdichteszenario und die zeitliche Auflösung. Der auf der vertikalen Achse aufgetragene Wert gibt für jede Kombination aus Stationsdichte und zeitlicher Auflösung die Interpolationsgüte nach dem RMSE Kriterium an. Die Farbe der Fläche gibt einen relativen Vergleich der Interpolationsgüte zu OK an, wobei eine grüne Färbung auf eine Verbesserung und eine rote Färbung auf eine Verschlechterung hindeutet. Der Flächenverlauf sowie die Farbsättigung sind jeweils zwischen den Stützstellen linear interpoliert.

Die Ergebnisse zeigen eine deutliche Abhängigkeit der Interpolationsgüte von der zeitlichen Auflösung der Niederschlagsdaten. Je länger der Aggregationszeitraum, desto besser die Interpolationsgüte. Generell ist auch eine Abhängigkeit von der Stationsdichte festzustellen, welche jedoch weitaus geringer ist. CM liefert für alle Kombinationen aus Stationsdichteszenario und zeitlicher Auflösung das beste Ergebnis. Die Verbesserungen gegenüber OK liegen in etwa im Bereich von 8 % bis 30 % (Fall A) und 10 % bis 33 % (Fall B). EDK kann im Gegensatz zu IEDK und CM nicht für alle zeitlichen Auflösungen und Stationsdichten eine Verbesserung gegenüber OK erzielen, bei 10- und 20-minütiger Auflösung kommt es bei geringen Stationsdichten zu einer deutlichen Verschlechterung. IEDK liefert eine konstante Verbesserung im Vergleich zu OK, liefert allerdings ein deutlich schlechteres Ergebnis als CM.

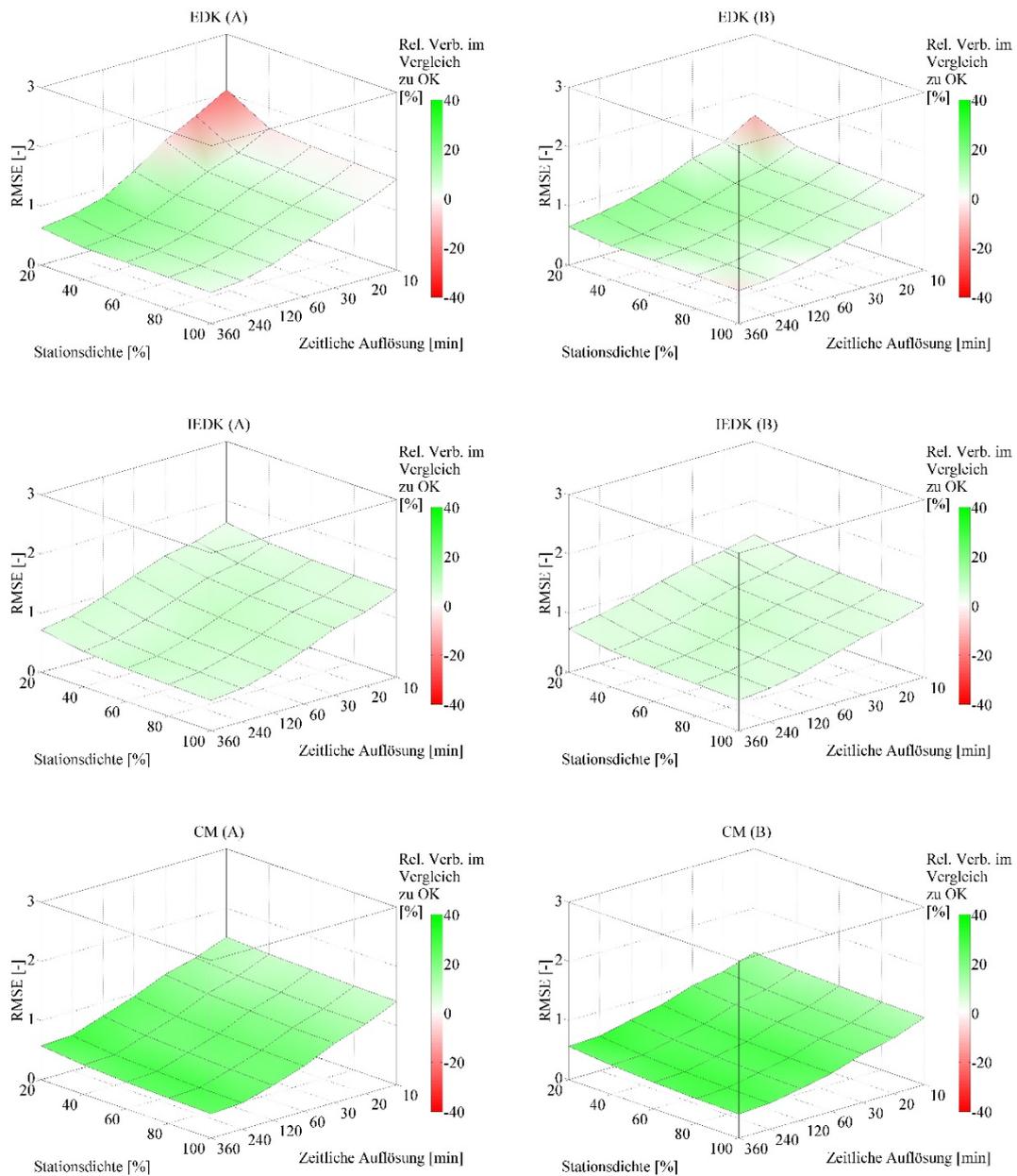


Abb. 4: Ergebnisse der Kreuzvalidierungen von EDK, IEDK und CM bei der Nutzung von geglätteten Radardaten im Vergleich zu OK für unterschiedliche zeitliche Auflösungen und Stationsdichteszenarien, Fall A: Verwendung aller Zeitschritte, Fall B: Nur Zeitschritte mit ausreichender Radardatenqualität.

Abbildung 5 enthält die Kreuzvalidierungsergebnisse bei der Verwendung von nichtgeglätteten Radardaten. Hier ist für die hohen zeitlichen Auflösungen eine deutliche Verschlechterung gegenüber OK ersichtlich. Erst ab einer zeitlichen Auflösung von 60 Minuten kommt es zu einer deutlichen Verbesserung.

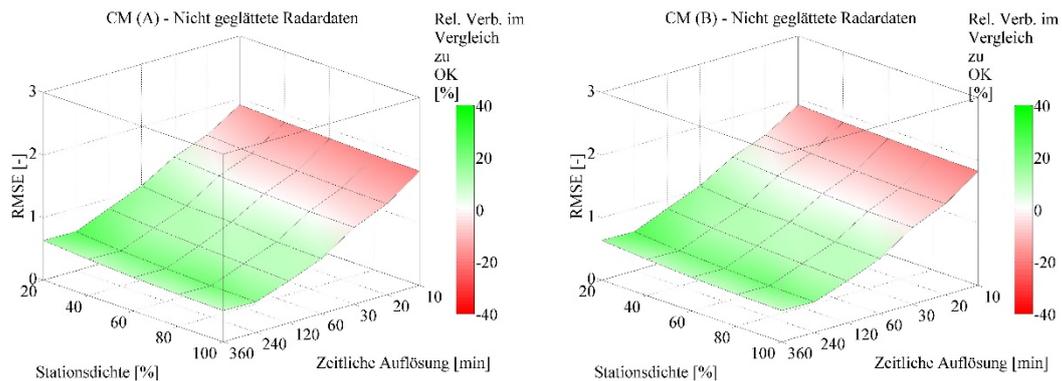


Abb. 5: Ergebnisse der Kreuzvalidierungen von CM bei der Nutzung von nichtgeglätteten Radardaten im Vergleich zu OK für unterschiedliche zeitliche Auflösungen und Stationsdichteszenarien.

Die Durchführung der EDK- und IEDK-Kreuzvalidierungen brachte ebenfalls die Erkenntnis, dass es bei Zeitschritten mit einer sehr unregelmäßigen Niederschlagsverteilung zu numerischen Instabilitäten kommen kann. Diese resultieren aus einer singulären Matrix des Kriging-Gleichungssystems und treten mit zunehmender Häufigkeit für die kleinsten zeitlichen Auflösungen auf. Die EDK- bzw. IEDK-Interpolation wurde für die betroffenen Zeitschritte durch eine OK-Interpolation ersetzt.

7. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Das wesentliche Ziel dieser Arbeit war ein Vergleich unterschiedlicher Methoden für das Zusammenfügen von Radar- und Stationsmessungen des Niederschlags. Kreuzvalidierungen von EDK, IEDK und CM wurden für unterschiedliche zeitliche Auflösungen und Stationsdichteszenarien durchgeführt. Die hauptsächlichen Schlussfolgerungen lassen sich wie folgt zusammenfassen.

1. CM liefert für alle Kombinationen aus zeitlicher Auflösung und Stationsdichteszenario ein besseres Ergebnis als EDK und IEDK.
2. Sogar für die höchste zeitliche Auflösung von 10 min kann eine Verbesserung gegenüber OK erzielt werden, obwohl die Korrelation zwischen Stationsmessungen und Radar deutlich geringer ist als für längere Aggregationszeiträume.
3. Glättung der Radarinformationen wird empfohlen um das Kreuzvalidierungsergebnis zu verbessern. Die Anwendung von CM mit nichtgeglätteten Radarbildern liefert für feine zeitliche Auflösungen eine schlechtere Interpolationsqualität als OK.
4. Die Interpolationsqualität kann durch das Herausfiltern von Zeitschritten mit schlechter Radardatenqualität deutlich verbessert werden.
5. CM ist besser für die Interpolation kontinuierlicher Zeitreihen geeignet, da es im Vergleich zu EDK und IEDK nicht zu numerischen Instabilitäten kommt.

Im Allgemeinen wird für die Ergebnisse angenommen, dass diese auch für andere Regionen mit ähnlicher Topographie gültig sind. Trotzdem könnte für Regionen, in denen eine bergige Topographie vorherrschend ist, ein anderes Verhalten der Mergingmethoden möglich sein.

Des Weiteren beziehen sich die hier dargestellten Ergebnisse auf die Interpolation kontinuierlicher Zeitreihen. Das Zusammenfügen von Radar- und Stationsdaten für ein bestimmtes einzelnes Niederschlagsereignis könnte ebenfalls zu anderen Ergebnissen führen. Insgesamt ermutigen die Ergebnisse die weitere Analyse der Mergingmethoden, da z.B. die Niederschlagsschätzung mit hoher zeitlicher Auflösung besonders für stadthydrologische Zwecke von Bedeutung sein kann.

Literatur

- AZIMI-ZONOOZ, A., KRAJEWSKI, W.F., BOWLES, D.S. & D.J. SEO (1989): Spatial rainfall estimation by linear and non-linear co-kriging of radar-rainfall and raingage data. *Stochastic Hydrology and Hydraulics* 3: S. 51–67.
- BERNDT, C., RABIEI, E. & U. HABERLANDT (2014): Geostatistical Merging of rain gauge and radar data for high temporal resolutions and various station density scenarios. *Journal of Hydrology* 508: S. 88–101.
- DEUTSCH, C.V. & A.G. JOURNEL (1992): *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide*. Oxford University Press, USA.
- EHRET, U. (2003): *Rainfall and Flood Nowcasting in Small Catchments using Weather Radar*. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- GOOVAERTS, P. (1997): *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press, USA.
- GOUDENHOOFDT, E. & L. DELOBBE (2009): Evaluation of radar-gauge merging methods for quantitative precipitation estimates. *Hydrology and Earth System Sciences* 13: S. 195–203.
- HABERLANDT, U. (2007): Geostatistical interpolation of hourly precipitation from rain gauges and radar for a large-scale extreme rainfall event. *Journal of Hydrology* 332 (2007): S. 144–157.
- ISAACS, E.H. & R.M. SRIVASTAVA (1990): *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press, USA.
- KRAJEWSKI, W.F. (1987): Cokriging radar-rainfall and rain gage data. *Journal of Geophysical Research* 92: S. 9571–9580.
- SINCLAIR, S. & G. PEGRAM (2005): Combining radar and rain gauge rainfall estimates using conditional merging. *Atmospheric Science Letters* 6: S. 19–22.
- VERWORN, A. & U. HABERLANDT (2011): Spatial interpolation of hourly rainfall – effect of additional information, variogram inference and storm properties. *Hydrology and Earth System Sciences* 15: S. 569–584.
- WILSON, J.W. & E.A. BRANDES (1979): Radar measurement of rainfall – a summary. *Bulletin of the American Meteorological Society* 60: S. 1048–1058.

Saisonale Vorhersage von Wasserhaushaltskomponenten in einem alpinen Einzugsgebiet – Wissenschaftliche Spielerei oder praxistaugliches Werkzeug?

Kristian Förster, Florian Hanzer, Johannes Schöber, Matthias Huttenlau, Stefan Achleitner und Ulrich Strasser

Zusammenfassung

Die saisonale Vorhersage von Komponenten des Wasserkreislaufs ist eine wichtige, aus der Praxis kommende Fragestellung an die Wissenschaft. Solche saisonalen Vorhersagen sind z.B. für Niedrigwasservorhersagen von Interesse. Die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse werden bisher nur wenig in der Praxis genutzt, obwohl es bereits renommierte Pionierarbeiten gibt. Neben statistischen Verfahren kommen auch gekoppelte Ozean-Atmosphäre-Klimamodelle zum Einsatz, die jedoch als Anfangswertproblem und nicht für Klimaszenarien konfiguriert werden. Die meteorologischen Daten können in hydrologischen Modellen für Vorhersagen weiterverwendet werden. In diesem Beitrag wird ein Überblick über die kostenfreien Daten des physikalisch basierten CFSv2-Modells gegeben und es wird eine beispielhafte Anwendung mit dem Wasserhaushaltsmodell AWARE (Alpine Water balance And Runoff Estimation model) für die aktuelle Wintersaison 2015/16 vorgestellt.

1. Saisonale Vorhersage – Rückblick und aktuelle Entwicklungen

Die Frage, wie sich die Witterung in den nächsten Wochen oder sogar Monaten entwickeln wird, beschäftigt die Menschen seit je her (PFISTER 1999). Verregnete Sommermonate oder zu milde Winter können erhebliche Rückgänge landwirtschaftlicher Erträge zur Folge haben. Erhaltungstendenzen im Witterungsgeschehen wurden bereits früh erkannt und finden sich oft in Witterungsregeln wieder, die für zahlreiche Regionen belegbar sind (MALBERG 2003). Für Mitteleuropa lassen sich beispielsweise einige dieser Erhaltungstendenzen anhand typischer Abfolgen atmosphärischer Zustände plausibilisieren und sogar auch statistisch quantifizierbar belegen. Ein klassisches Beispiel für einen solchen Zusammenhang ist die bekannte Witterungsregel „*Das Wetter am Siebenschläfertag // sieben Wochen bleiben mag*“. Aus Sicht moderner Modellierungstechnik mögen derartige Zusammenhänge antiquiert erscheinen. Tatsächlich konnte anhand von Auswertungen zahlreicher Beobachtungsreihen nachgewiesen werden, dass dieser Zusammenhang etwa mit einer Wahrscheinlichkeit von 2/3 eintritt, sofern man nicht ganz im wörtlichen Sinne einen Bezug zu einem einzelnen Tag, wie hier etwa zum 27. Juni herstellt, sondern einen längeren Zeitraum, idealerweise die letzten Juni- bzw. die ersten Juli-Tage als Grundlage annimmt (MALBERG 2003). Ähnliche auf Erhaltungstendenzen basierende Witterungsregeln existieren zudem für den Zusammenhang zwischen einem markant überdurchschnittlich warmen Oktober und einem zu kühlen darauffolgenden Januar („*Warmer Oktober bringt fürwahr // einen kalten Januar*“, trifft nach der obig zitierten Quelle in 60 %–90 % aller Beobachtungen ein). Der weitere Verlauf des Winters kann ferner bei bestimmten Bedingungen auch schon Ende Januar eingeschätzt werden. Denn „*ist's an Mariä Lichtmess hell und rein // wird ein langer Winter sein*“. Auch in diesem Fall gilt natürlich, dass eine Betrachtung des Wettergeschehens über den 2. Februar hinaus sinnvoll ist. Ähnlich wie bei den vorhergehenden Beispielen beträgt die Wahrscheinlichkeit hier in etwa 2/3. Hochdruckgebiete erweisen sich in diesem Zeitraum als besonders stabil (BAUR 1963).

Meteorologische Langzeitvorhersagen, wie sie hier anhand bekannter Witterungsregeln kurz erläutert worden sind, haben ohne Zweifel einen gewissen Wert, der noch heute durchaus

relevant sein kann. Auch wenn die ermittelten Wahrscheinlichkeiten eher gering wirken, werden diese Zusammenhänge auch gerne heute noch von Wetterdienstleistern in ihr Angebot einbezogen. So findet sich die „Prognose“ des Sommers anhand der obig erwähnten Witterungsregel jedes Jahr in den Angeboten des Wetterdienstleisters „Wetteronline“ wieder. Für den letzten Sommer traf diese Witterungsregel zu.

Statistische Beziehungen lassen sich heute mit der großen Datenverfügbarkeit sehr gut aufstellen. Das Angebot flächenbezogener globaler Datensätze sowie die Verfügbarkeit langer Zeitreihen unterstreicht die vielfältigen Möglichkeiten und Potenziale, die im Bereich solcher statistischen Vorhersagen möglich sind. Anstelle von Anomalien von Klimavariablen wie Temperatur und Niederschlag können beispielweise auch direkt Beziehungen von atmosphärischen Feldern aus Analysen des Vormonats und Pegelzeitreihen aufgebaut werden, zum Teil mit beachtlichen Ergebnissen und hohen Vorhersagegüten (IONITA et al. 2015). In der beschriebenen Studie wurde eine lineare Regression unter Berücksichtigung von Niederschlag, Bodenfeuchte und Luftdruck einerseits und dem Abfluss am Elbepegel Neu Darchau für eine Monatsvorhersage aufgebaut.

Ein wichtiger Aspekt, der bei statistischen Beziehungen außer Acht gelassen wird, ist die Gültigkeit solcher statistischen Beziehungen unter sich ändernden Klimabedingungen. Daher gibt es neben statistischen Beziehungen auch die Möglichkeit, saisonale Vorhersagen mit einem gekoppelten Ozean-Atmosphäre-Klimamodell auf physikalisch basierter Grundlage zu berechnen. Diese Modelle weisen insbesondere dort eine hohe Vorhersagegüte auf, wo Ozean-Atmosphäre-Interaktionen (beispielsweise über die Temperatur) eine hohe Persistenz aufweisen, ähnlich der Hochdruckgebiete Ende Januar. Daher lassen sich Phänomene und deren Auswirkungen wie El Niño Southern Oscillation (ENSO) besonders gut vorhersagen (DOBLAS-REYES et al. 2013; YUAN et al. 2015). Andere Zirkulationsmuster wie etwa die Nordatlantische Oszillation (NAO), die i.A. einer zeitlich höheren Dynamik unterworfen sind, können hingegen weniger sicher vorhergesagt werden. Dies betrifft insbesondere auch Europa. Für diese Regionen ist die Vorhersagegüte i.A. deutlich geringer als in Gebieten mit El Niño-Einfluss (KIM et al. 2012).

Unabhängig von der Frage, ob statistische oder dynamische (Klimamodellbasierte) Verfahren eingesetzt werden, kann insgesamt festgestellt werden, dass dem Thema „Saisonale Vorhersage“ auch in der Hydrologie eine immer bedeutendere Rolle zukommt. Operationelle Vorhersagen werden beispielsweise von verschiedenen Institutionen weltweit erstellt, unter anderem in den USA (Climate Prediction Center CPC / National Oceanic and Atmospheric Administration, kurz: NOAA) und in Europa (u.a. durch das UK Met Office und das Europäische Zentrum für mittelfristige Wettervorhersage, kurz: ECMWF). Es gibt aber auch zahlreiche weitere Vorhersagezentren weltweit, u.a. noch in China, Brasilien und Australien, um nur eine Auswahl zu nennen, die jedoch alle Mitglieder der WMO „Global Producing Centres of Long-Range Forecasts“ sind und sich damit auf einheitliche Standards bei der Methodik und der Modellvalidierung geeinigt haben¹. „Übersetzungen“ in die operationelle Hydrologie sind derzeit in der Entstehung, obwohl es renommierte Pionierarbeiten gibt (WOOD et al. 2002).

¹ <http://www.wmo.int/pages/prog/wcp/wcasp/gpc/gpc.php> (Stand: 22.01.16)

Ein bereits laufendes System existiert in Australien², welches als fertige Produkte u.a. Wahrscheinlichkeiten für Niedrig-, Mittel- und Hochwasser für bestimmte Stationen liefert.

In diesem Beitrag soll auf die Möglichkeiten klimamodellbasierter saisonaler Vorhersagen in der Hydrologie eingegangen und dies an einem Beispiel erläutert werden. Im nächsten Abschnitt wird ein Überblick über dieses Verfahren gegeben und aufgezeigt, welche Potenziale für die Hydrologie derzeit vorhanden sind. Darauf aufbauend wird eine Beispielanwendung mit einem Wasserhaushaltsmodell für ein hochalpines Einzugsgebiet gezeigt und die Vorhersagegüte für den aktuellen Winter aufgezeigt.

2. Klimamodellbasierte saisonale Vorhersage am Beispiel von CFSv2

Die klimamodellbasierte Vorhersage kann hinsichtlich technischer Aspekte zwischen numerischer Wettervorhersage und szenarienbasierter Klimamodellierung angesehen werden (WARNER 2011). Tabelle 1 gibt einen Überblick über wesentliche Charakteristika verschiedener Modellkonfigurationen atmosphärischer Modelle. Für die skizzierten Anwendungen kommen Allgemeine Zirkulationsmodelle (General Circulation Models, GCM) zum Einsatz. Diese enthalten Parametrisierungen für eine ganze Reihe von Prozessen, die nicht durch die Strömungsgleichungen abgedeckt werden, wie etwa Prozesse auf der Landoberfläche, Strahlung und Wolken. Je nach der zu untersuchenden Zeitskala müssen weitere Komponenten hinzugeschaltet werden. Wegen der vergleichsweise kurzen Zeitskala bei der Wettervorhersage, ist eine Modellierung von Ozeanströmungen untergeordnet. Bei der saisonalen Vorhersage und der Klimamodellierung (Szenarien) können Strömungen in den Ozeanen hingegen nicht vernachlässigt werden, da sie auf Zeitskalen von Wochen, Monaten, Jahren und Jahrzehnten einen großen Einfluss auf das Klima haben und natürlich in direkter Wechselwirkung mit atmosphärischen Prozessen stehen.

Tab. 1: Vergleich der Modellkonfigurationen von Allgemeinen Zirkulationsmodellen für verschiedene Fragestellungen. Die saisonale Vorhersage kann hinsichtlich der aufgelisteten Charakteristika zwischen Wettervorhersage und typischen Klimasimulationen angesehen werden.

	Wettervorhersage	Saisonale Vorhersage	Klimaszenarien
Zeitskala	Tage, 1-2 Wochen	Wochen, Monate bis ein Jahr	Jahrzehnte bis Jahrhunderte
Modellkomponenten	Atmosphärisches Modell mit Datenassimilationsmodell	Atmosphärisches Modell, Ozeanmodell (Meereismodell), Datenassimilationsmodell	Atmosphärisches Modell, Ozeanmodell (Meereismodell)
Simulationstyp	Anfangswertproblem	Anfangswertproblem	Randwertproblem (CO ₂ -Konzentrationen, Szenarien)

Während Wettervorhersagen und saisonale Vorhersagen im Wesentlichen als Anfangswertproblem gesehen werden, sind bei Klimasimulationen die Randwerte relevant und weniger die Anfangswerte, da sehr lange Zeitskalen betrachtet werden. Nicht zuletzt an der betrachteten Zeitskala ist der Übergangstyp der saisonalen Vorhersage zwischen numerischer Wet-

² <http://www.bom.gov.au/water/> (Stand 22.01.16)

tervorhersage einerseits und szenarienbasierten Klimasimulationen andererseits erkennbar. Als Beispiel eines solchen saisonalen Vorhersagemodell soll hier das Modell CFSv2 kurz beschrieben werden. Das NCEP Climate Forecast System version 2 (CFSv2) wurde am Environmental Modeling Center, einer Einheit der National Centers for Environmental Prediction (NCEP) entwickelt. Das Modell einschließlich der verfügbaren Daten und Vorhersagen ist frei verfügbar³. Die Berechnungen des atmosphärischen Modells werden auf einem Berechnungsgitter mit etwa 100 km Kantenlänge und 64 vertikalen Schichten durchgeführt (SAHA et al. 2014). Daneben sind auch ein Landoberflächen-, ein Kryosphären- und ein Ozeanmodell als gekoppelte Teilkomponenten im Gesamtmodell enthalten. Die Kopplung dieser Subsysteme gewährleistet eine plausible Simulation von Prozessen auf der betrachteten Raum- und Zeitskala. Detaillierte Angaben zur Modellphysik und den enthaltenen Parametrisierungen werden von SAHA et al. (2014) beschrieben. Das Modell läuft im operationellen Betrieb viermal täglich und der Simulationszeitraum umfasst die kommenden neun Monate. Neben den operationellen Vorhersagen werden auch operationelle Analysen, Re-Analyse-Daten und Reforecast-Daten angeboten⁴. Gegenüber der ersten Version des Modells (CFS) konnten YUAN et al. (2011) mit CFSv2 deutliche Verbesserungen hinsichtlich der Vorhersagegüte ermitteln.

3. Beispielanwendung in einem alpinen Einzugsgebiet

3.1 Untersuchungsgebiet

Im Projekt MUSICALS II („Multiscale Snow/Icemelt Discharge Simulation into Alpine Reservoirs“) werden Wasserverfügbarkeit und Abflussmengen in Tirol/Österreich sowie deren Veränderung auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen mess- und modelltechnisch quantifiziert (FÖRSTER et al. 2015a; HELFRICHT et al. 2014). In einem ersten Schritt werden saisonale Vorhersagen für das obere Kaunertal in Tirol untersucht. Bis zum Pegel Gepatschalm beträgt das Einzugsgebiet der Fagge ca. 55 km² (Abbildung 1). Das Einzugsgebiet mit einer vertikalen Ausdehnung von 1.895 bis 3.504 m ü. A. kann als typisches hochalpines Einzugsgebiet angesehen werden. Die höchste Erhebung in der Umgebung ist die Wildspitze mit 3.770 m ü. A. Nach aktuellen Erhebungen des dritten Österreichischen Gletscherinventars von 2006 beträgt der Gletscheranteil ca. 37 % (FISCHER et al. 2015). Der Gepatschferner umfasst in etwa ein Drittel des Einzugsgebiets und ist zugleich der größte Gletscher Westösterreichs.

Wegen der großen Flächenanteile von Gletschern kann das Regime des Einzugsgebiets als glazial charakterisiert werden. Im Sommer liegt die mittlere monatliche Abflusshöhe gegenwärtig in etwa bei 500 mm/Monat, wohingegen im Winter Werte in der Größenordnung von 10 mm/Monat typisch sind. Bedingt durch zunehmende Temperaturen ist gegenwärtig ein Rückgang der Gletscher zu beobachten (FISCHER et al. 2015; MARZEION et al. 2014). Unterhalb des Einzugsgebiets liegt der Gepatschspeicher, welcher eine Kapazität von 139 Millionen m³ aufweist. Neben dem hier untersuchten Einzugsgebiet werden weitere Flächen in den See geleitet. Für den Pegel Gepatschalm werden derzeit operationell Hochwasservorhersagen im Projekt „Hochwasserprognose für den Tiroler Inn“ erstellt (ACHLEITNER et al. 2012).

³ <http://cfs.ncep.noaa.gov/> (Stand 22.01.16)

⁴ <http://nomads.ncdc.noaa.gov/data.php#cfs> (Stand 22.01.16)

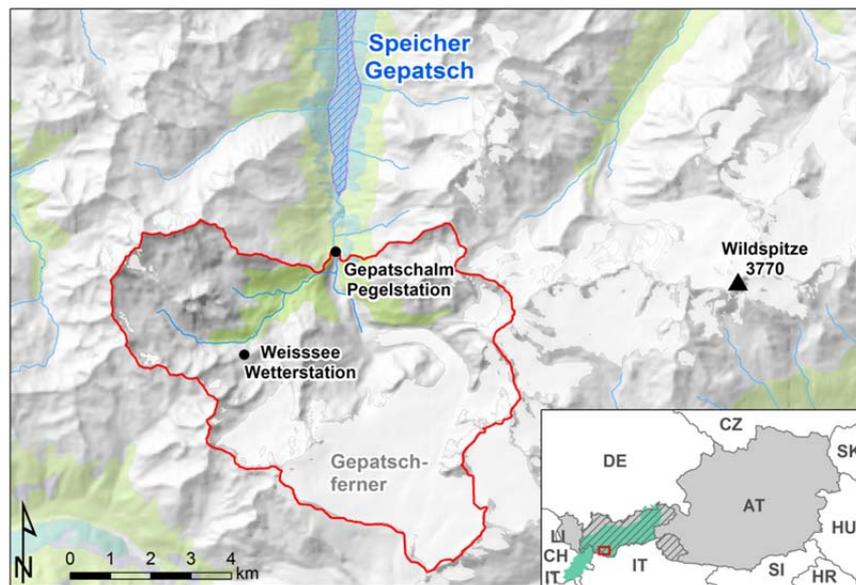


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet Pegel Gepatschalm, Kaunertal, Ötztaler Alpen und seine Lage im Einzugsgebiet des Inn in Tirol (siehe kleine Karte unten rechts).

3.2 Methodik: Saisonale Vorhersage mit CFSv2 und AWARE

Auf Grundlage der Re-Analyse-Daten wurde das Wasserhaushaltsmodell AWARE (Alpine Water balance And Runoff Estimation model) in Betrieb genommen (FÖRSTER et al. 2015b). Bei diesem Modell handelt es sich um ein einfaches, rasterbasiertes Wasserhaushaltsmodell auf Monatsbasis. Mit dieser zeitlichen Auflösung können die üblicherweise vorliegenden Monatsdaten aus den Klimamodellen ohne weitere Disaggregation verwendet werden, und es können darauf aufbauend erste Abschätzungen über Wasserhaushaltskomponenten ermittelt werden. Die Prozessbeschreibung orientiert sich daher an sehr einfachen Ansätzen, um die Anwendung auf Monatszeitschritten zu ermöglichen. Die potenzielle Verdunstung wird nach THORNTHWAITE (1948) berechnet. Zur Beschreibung des Bodenwasserhaushalts wird ein sehr einfaches Speichermodell verwendet (MCCABE & MARKSTROM 2007), das vereinfacht von zwei Abflusskomponenten ausgeht. Ein zusätzlicher Einzellinearspeicher berücksichtigt dabei einen Grundwasserabfluss. Als Besonderheit gegenüber vergleichbaren Wasserhaushaltsmodellen kann hier das Schnee- und Eisschmelzmodell genannt werden. Schnee und Gletschereis werden mit getrennten Parametrisierungen eines um einen Strahlungsterm erweiterten Gradtagverfahrens berechnet (HOCK 1999).

Zwei Voraussetzungen müssen für die Anwendung des Modells erfüllt sein: 1.) Die Vorhersagen aus CFSv2 müssen so skaliert werden, dass realistische Gebietsmittel für das Einzugsgebiet vorliegen. 2.) Für jeden Lauf müssen geeignete Startbedingungen im Modell festgelegt werden, da die Ergebnisse maßgeblich davon abhängen. Relevant ist im vorliegenden Gebiet eine räumliche Verteilung des Wasseräquivalents der Schneedecke. Um dem erstgenannten Punkt Rechnung zu tragen, werden hier vereinfacht lineare Regressionen verwendet, um Temperatur, Niederschlag und kurzweilige Strahlung aus CFSv2 auf eine Referenzklimastation zu skalieren (FÖRSTER et al. 2015b). Diese Regressionsbeziehungen können anhand von Reforecast-Daten abgeleitet werden. Die zweite Bedingung kann erfüllt

werden, indem flächendeckende Raster des Wasseräquivalents der Schneedecke aus dem hydro-klimatologischen Modell AMUNDSEN (STRASSER 2008; STRASSER et al. 2011), das mit Stationsmessungen oder dem Nowcasting- und Analysemodell INCA angetrieben wird, als Startbedingung für AWARE definiert werden.

3.3 Erste Ergebnisse

Im vorliegenden Beitrag soll der gerade aktuelle Winter 2015/16 näher untersucht werden. Der Stand des Textes bezieht sich auf den Zeitraum Januar 2016 und enthält damit nur das Wissen, welches zu dieser Zeit vorhanden war. Alle Simulationsläufe wurden mit CFSv2-Ensembles von Oktober 2015 durchgeführt. In der Abbildung 2 sind alle verfügbaren Ensemble-Läufe für die Variable Temperatur gezeigt, wobei die Temperaturen als Anomalien dargestellt werden und bereits auf das Untersuchungsgebiet skaliert worden sind (statistisches Downscaling mittels linearer Regression basierend auf Reforecast-Daten).

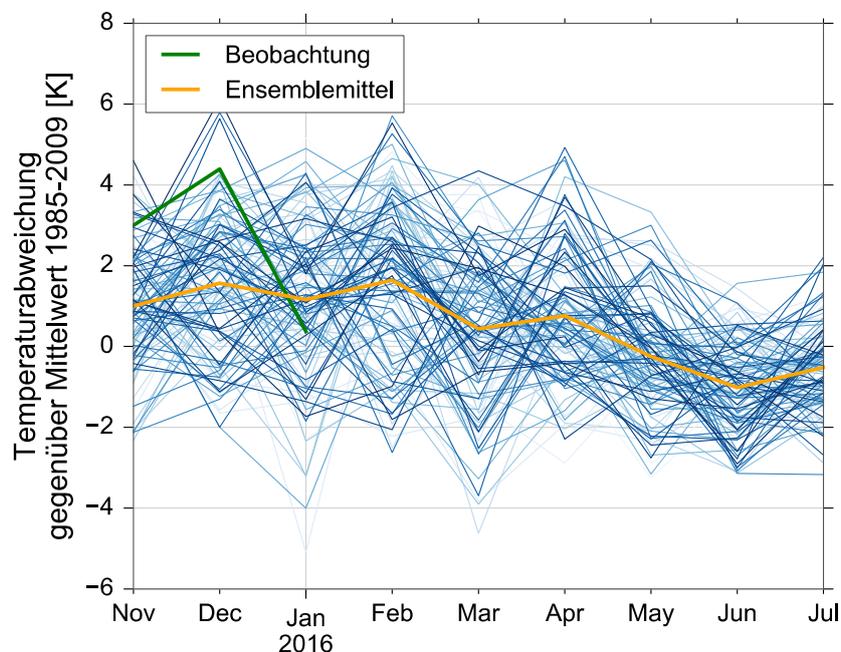


Abb. 2: Auswertung von CFSv2-Ensembles für die saisonale Temperaturvorhersage des Winters 2015/16. Die Abweichungen gegenüber der Reanalyse aus CFSv2 (Zeitraum 1985–2009) wurden zuvor mit Hilfe einer Regressionsbeziehung, die auf Grundlage von Reforecast-Daten abgeleitet wurde, auf die Stationsbeobachtungen im Einzugsgebiet skaliert.

Anhand der Abbildung ist zunächst die große Streuung der vorhergesagten Wintertemperaturen ersichtlich. Die Modellläufe von Oktober weisen überwiegend auf eine positive Temperaturanomalie hin. Damit wurde die deutlich positive Temperaturabweichung im Dezember 2015 korrekt vorhergesagt, wenngleich der absolute Betrag der Abweichung unterschätzt wurde. Bei den Niederschlägen gibt es ebenfalls große Differenzen zwischen den Ensemble-Läufen (hier nicht gezeigt). Trotz unterdurchschnittlicher Temperaturen Mitte Januar 2016 zeichnet sich ein insgesamt leicht zu milder Januar ab. Diese Entwicklung spiegelt sich auch in den Vorhersagen wider.

In einem nächsten Schritt können mit Hilfe der Klimamodell­daten aus CFSv2 Wasser­haus­haltssimulationen durch­ge­führt werden. Für das Untersuchungsgebiet sind insbesondere das Wasser­äqui­val­ent der Schneedecke (SWE) und der Abfluss von Interesse. Während durch die negativen Wintertemperaturen kaum Abfluss im Winter zu verzeichnen ist, trägt sämtlicher Niederschlag zur Akkumulation der Schneedecke bei. Dieser Prozess zeigt sich auch in den Wasser­haus­haltssimulationen (Abbildung 3).

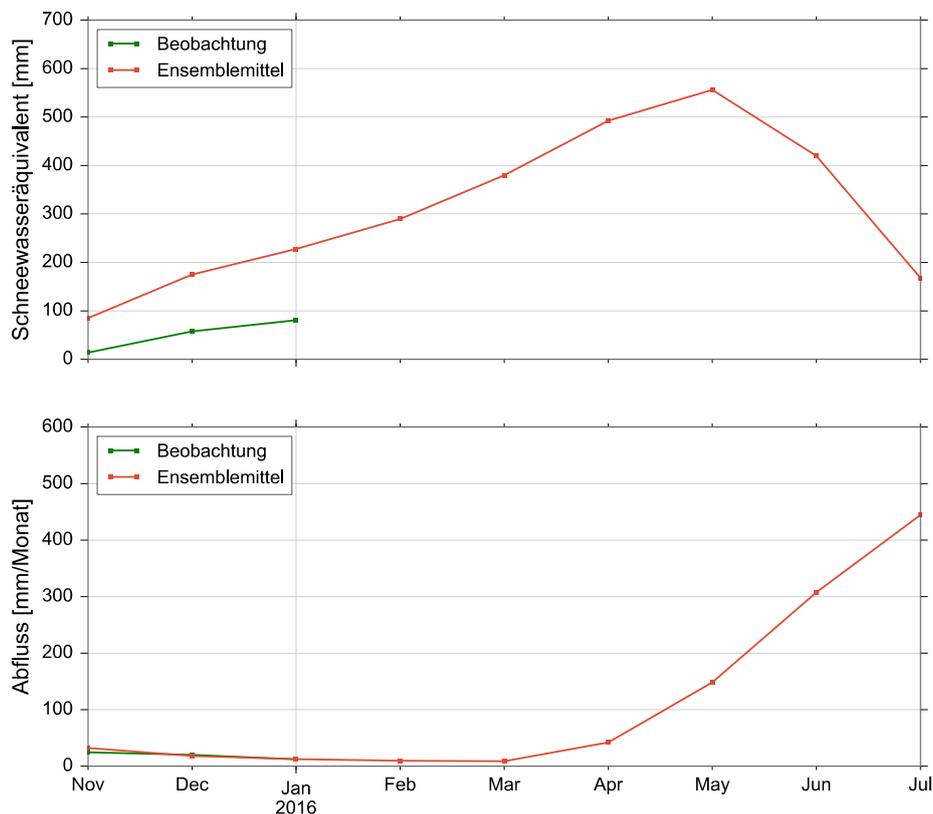


Abb. 3: Ensemble-Auswertungen von Wasserhaushaltssimulationen mit dem Modell AWARE auf Grundlage von CFSv2-Ensemble-Vorhersagen. Gezeigt werden das Gebietsmittel des Wasseräquivalents der Schneedecke (oben) sowie die Abflusshöhe (unten). Beobachtungen des Wasseräquivalents der Schneedecke beziehen sich auf die Station Weißsee.

Beim Wasseräquivalent der Schneedecke zeichnet sich eine zunächst geringe Akkumulation bis Januar 2016 ab, die sich auch in den Beobachtungen der Station Weißsee (2480 m ü. A.) widerspiegeln (SCHÖBER 2014; SCHÖBER et al. 2015). Zu beachten ist, dass die Station Weißsee unterhalb des Gebietsmittels von ca. 2827 m ü. A. liegt und daher nur bedingt repräsentativ für das gesamte Einzugsgebiet ist. Daher ist die höhere SWE-Simulation in dieser Hinsicht plausibel und der Verlauf der Schneeakkumulation deckt sich gut mit den Beobachtungen. Ausgehend von den Simulationen ab Januar, deutet sich eine verstärkte Schneeakkumulation an und es zeichnet sich eine Entwicklung des Gebietsmittels des Wasseräquivalents ab, die in etwa mittleren Verhältnissen hinsichtlich des Maximums entspricht. Wie sicher diese Entwicklung ist, auch hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung des Abflusses im Frühjahr, muss in einigen Monaten kritisch begutachtet werden. Auf den ersten Blick

zeichnet sich trotz der milden Witterung eine unterdurchschnittliche bis durchschnittliche Akkumulation ab und auch beim Abfluss weisen die im Oktober 2015 erstellten Läufe auf in etwa durchschnittliche Verhältnisse hin.

4. Diskussion und Ausblick

Im vorliegenden Beitrag wurde ein Überblick über saisonale Vorhersagen gegeben und es wurde eine Beispielanwendung in einem alpinen Einzugsgebiet aufgezeigt. Die Streuung der Ensemble-Läufe hinsichtlich Temperatur- und Niederschlagsanomalien zeigt die Unsicherheiten in der vorliegenden Methode für das Untersuchungsgebiet auf. Problematisch ist dabei weniger der alpine Charakter des Einzugsgebietes, sondern eher die Lage in den mittleren Breiten, für welche die Vorhersagbarkeit saisonaler Anomalien mit Klimamodellen derzeit noch recht unsicher ist. WEISHEIMER & PALMER (2014) untersuchen in ihrer Studie nicht nur die Vorhersagegüte des ECMWF-Modells, sondern bewerten diese auch hinsichtlich ihres Nutzens für weitere Anwendungen. Für Mitteleuropa bewerten sie die Vorhersagegüte für Wintertemperaturen als „marginally useful“. Weiterhin wird für Sommertemperaturen die Aussagekraft insgesamt höher eingeschätzt und je nach Region und Richtung der Anomalie zwischen „marginally useful“, „still useful“ und „perfect“ eingeschätzt. Für die Variable Niederschlag sind die Einschätzungen erwartungsgemäß weniger sicher und reichen von „marginally useful“ über „not useful“ bis sogar hin zu „dangerous“. Anders als bei der Temperatur werden Winter- robuster als Sommervorhersagen eingeschätzt.

Im Titel wurde die Frage der Praxistauglichkeit aufgeworfen. Im Hinblick auf die große Streuung der Ergebnisse und die bisher auch für Europa eher verhaltenen Einschätzungen hinsichtlich der Aussagekraft, muss diese Frage eher dahingehend beantwortet werden, dass es sich noch um ein wissenschaftliches Feld handelt. Für den Einsatz in der Praxis fehlt in Europa noch die entsprechende Vorhersagegüte. Nun sind dieser eher pessimistischen Grundeinschätzung einige Punkte entgegenzuhalten: 1.) Das Modell kann durchaus „richtig“ liegen, wie es anhand der Temperaturdaten für Dezember 2015 und Januar 2016 gezeigt werden konnte. Auf dieser Grundlage konnte auch die eher geringe Schneeakkumulation im Gebiet korrekt vorhergesagt werden. 2.) Derzeit werden die operationellen Modelle stetig verbessert. Beim UK Met Office wird beispielsweise intensiv an einer Verbesserung der Vorhersagegüte für die Nordatlantische Oszillation gearbeitet. Gegenüber dem CFSv2- und dem ECMWF-Modell konnten SCAIFE et al. (2014) eine deutliche Steigerung der Vorhersagegüte über dem Atlantik und Europa durch eine Erweiterung des GloSea5-Modells (MACLACHLAN et al. 2015), das operationell vom UK Met Office betrieben wird, erreichen. Der zitierten Studie zufolge sei weiterhin mit „further untapped predictability“ zu rechnen. Anhand dieser neuesten Entwicklungen zeigt sich, dass in dem Thema „Saisonale Vorhersage“ auch für Europa noch ein Potenzial für weitere Analysen zu sehen ist. Aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse und Methoden können daher mit Hilfe neuer Modelltechnologie sinnvoll weiterentwickelt werden. 3.) In anderen Klimazonen, insbesondere dort, wo El Niño und La Niña wesentliche Erscheinungen darstellen, werden saisonale Vorhersagen in Form von Wahrscheinlichkeitsangaben auch für Pegelstationen veröffentlicht, wie es bereits am Beispiel von Australien genannt wurde.

Das Thema „Saisonale Vorhersage“ ist nicht zuletzt wegen seiner Relevanz für „Climate Services“ von Interesse. Darunter versteht man die Bereitstellung von Wissen und Informationen aus der Klimaforschung für die Entscheidungsunterstützung unter Verwendung von (Software-)Werkzeugen, Produkten, Webseiten und Bekanntmachungen (VAUGHAN & DESSAI 2014). In diesem Bereich, welcher auch hydrologische Anwendungen und Produkte umfasst, besteht nach COELHO & COSTA (2010) noch Entwicklungsbedarf, gerade auch im Hinblick auf praxistaugliche Systeme, die auch nutzerseitige Anforderungen erfüllen.

Danksagung

Das Kompetenzzentrum alpS-K1-Projekt MUSICALS II („Multiscale Snow/Icemelt Discharge Simulation into Alpine Reservoirs“) wird im Rahmen von „COMET - Competence Centers for Excellent Technologies“ durch BMVIT, BMWFW, die Länder Tirol und Vorarlberg sowie durch den Projektpartner TIWAG - Tiroler Wasserkraft AG gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

Literatur

- ACHLEITNER, S., SCHÖBER, J., RINDERER, M., LEONHARDT, G., SCHÖBERL, F., KIRNBAUER, R. & H. SCHÖNLAUB (2012): Analyzing the operational performance of the hydrological models in an alpine flood forecasting system. *Journal of Hydrology* 412–413, S. 90–100.
- BAUR, F. (1963): *Grosswetterkunde und langfristige Witterungsvorhersage: Large-scale meteorology and long-range forecasting of weather character*. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- COELHO, C. A. & S. M. COSTA (2010): Challenges for integrating seasonal climate forecasts in user applications. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2, Heft 5–6, S. 317–325.
- DOBLAS-REYES, F. J., GARCÍA-SERRANO, J., LIENERT, F., BIESCAS, A. P. & L. R. L. RODRIGUES (2013): Seasonal climate predictability and forecasting: Status and prospects. *WIREs Climate Change* 4, Heft 4, S. 245–268.
- FISCHER, A., SEISER, B., STOCKER WALDHUBER, M., MITTERER, C. & J. ABERMANN, (2015): Tracing glacier changes in Austria from the Little Ice Age to the present using a lidar-based high-resolution glacier inventory in Austria. *The Cryosphere* 9, Heft 2, S. 753–766.
- FÖRSTER, K., OESTERLE, F., HANZER, F., HUTTENLAU, M. & U. STRASSER (2015a): Bestimmung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gletscherdynamik und das Abflussregime im Rofental unter Verwendung eines gekoppelten glazio-hydrologischen Modells. Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt MUSICALS 2014–2015. *Innsbrucker Jahresbericht 2014-2015*, Innsbrucker Geographischen Gesellschaft, S. 23–40, <http://www.uibk.ac.at/geographie/igg/berichte/2015/> (Stand 22.01.16).
- FÖRSTER, K., OESTERLE, F., HANZER, F., SCHÖBER, J., HUTTENLAU, M. & U. STRASSER (2015b): A snow and ice melt seasonal prediction modeling system for Alpine reservoirs. *International Conference „Water Resources Assessment & Seasonal Prediction“*. Koblenz.

- HELFRICHT, K., KUHN, M., KEUSCHNIG, M. & A. HEILIG (2014): Lidar snow cover studies on glaciers in the Ötztal Alps (Austria): comparison with snow depths calculated from GPR measurements. *The Cryosphere* 8, Heft 1, S. 41–57.
- HOCK, R. (1999): A distributed temperature-index ice-and snowmelt model including potential direct solar radiation. *Journal of Glaciology* 45. (Heft 149). S. 101–111.
- IONITA, M., DIMA, M., LOHMANN, G., SCHOLZ, P. & N. RIMBU (2015): Predicting the June 2013 European Flooding Based on Precipitation, Soil Moisture, and Sea Level Pressure. *Journal of Hydrometeorology* 16, Heft 2, S. 598–614.
- KIM, H.-M., WEBSTER, P. J. & J. A. CURRY (2012): Seasonal prediction skill of ECMWF System 4 and NCEP CFSv2 retrospective forecast for the Northern Hemisphere Winter. *Climate Dynamics* 39, Heft 12, S. 2957–2973.
- MACLACHLAN, C., ARRIBAS, A., PETERSON, K. A., MAIDENS, A., FEREDAY, D., SCAIFE, A. A., GORDON, M., VELLINGA, M., WILLIAMS, A., COMER, R. E., CAMP, J., XAVIER, P. & G. MADEC (2015): Global Seasonal forecast system version 5 (GloSea5): a high-resolution seasonal forecast system: GloSea5: A High-Resolution Seasonal Forecast System. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 141, Heft 689, S. 1072–1084.
- MALBERG, H. (2003): *Bauernregeln: Aus meteorologischer Sicht*. 4., erw. Aufl. Springer, Berlin, 246 S.
- MARZEION, B., COGLEY, J. G., RICHTER, K. & D. PARKES (2014): Glaciers. Attribution of global glacier mass loss to anthropogenic and natural causes. *Science* 345, Heft 6199, S. 919–921.
- MCCABE, G. J. & S. L. MARKSTROM (2007): *A Monthly Water-Balance Model Driven By a Graphical User Interface*. U.S. Geological Survey Open-File report, Nr. 2007-1088.
- PFISTER, C. (1999): *Wetternachhersage: 500 Jahre Klimavariationen und Naturkatastrophen (1496-1995)*, Verlag Paul Haupt, Bern. 304 S.
- SAHA, S., MOORTHY, S., WU, X., WANG, J., NADIGA, S., TRIPP, P., BEHRINGER, D., HOU, Y.-T., CHUANG, H., IREDELL, M., EK, M., MENG, J., YANG, R., MENDEZ, M. P., VAN DEN DOOL, H., ZHANG, Q., WANG, W., CHEN, M. & E. BECKER (2014): The NCEP Climate Forecast System Version 2. *Journal of Climate* 27, Heft 6, S. 2185–2208.
- SCAIFE, A. A., ARRIBAS, A., BLOCKLEY, E., BROOKSHAW, A., CLARK, R. T., DUNSTONE, N., EADE, R., FEREDAY, D., FOLLAND, C. K., GORDON, M., HERMANSON, L., KNIGHT, J. R., LEA, D. J., MACLACHLAN, C., MAIDENS, A., MARTIN, M., PETERSON, A. K., SMITH, D., VELLINGA, M., WALLACE, E., WATERS, J. & A. WILLIAMS (2014): Skillful long-range prediction of European and North American winters. *Geophysical Research Letters* 41, Heft 7, S. 2514–2519.
- SCHÖBER, J. (2014): *Improved snow and runoff modelling of glacierized catchments for flood forecasting*. Dissertation, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- SCHÖBER, J., ACHLEITNER, S., BELLINGER, J., KIRNBAUER, R. & F. SCHÖBERL (2015): Analysis and modelling of snow bulk density in the tyrolean alps. *Hydrology Research*, nh2015132.
- STRASSER, U. (2008): *Die Modellierung der Gebirgsschneedecke im Nationalpark Berchtesgaden*. Band 55. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Berchtesgaden.

- STRASSER, U., WARSCHER, M. & G. E. LISTON (2011): Modeling Snow–Canopy Processes on an Idealized Mountain. *Journal of Hydrometeorology* 12, Heft 4, S. 663–677.
- THORNTHWAITE, C. W. (1948): An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review* 38, Heft 1, S. 55–94.
- VAUGHAN, C. & S. DESSAI (2014): Climate services for society: origins, institutional arrangements, and design elements for an evaluation framework: Climate services for society. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 5, Heft 5, S. 587–603.
- WARNER, T. T. (2011): Numerical weather and climate prediction. Cambridge University Press, Cambridge; New York, 526 S.
- WEISHEIMER, A. & T. N. PALMER (2014): On the reliability of seasonal climate forecasts. *Journal of The Royal Society Interface* 11, Heft 96, S. 20131162–20131162.
- WOOD, A. W., MAURER, E. P., KUMAR, A. & D. P. LETTENMAIER (2002): Long-range experimental hydrologic forecasting for the eastern United States. *Journal of Geophysical Research* 107, Heft D20, 4429, 15 S.
- YUAN, X., WOOD, E. F., LUO, L. & M. PAN (2011): A first look at Climate Forecast System version 2 (CFSv2) for hydrological seasonal prediction. *Geophysical Research Letters* 38, S. L13402, 1–7.
- YUAN, X., WOOD, E. F. & Z. MA (2015): A review on climate-model-based seasonal hydrologic forecasting: Physical understanding and system development. *WIREs Water* 2, Heft 5, S. 523–536.

Kleinräumige Hochwasserfrühwarnung im Lichte operationeller Anforderungen: Chancen und Grenzen bezüglich Nutzeransprüchen, Antriebsdaten sowie hydrologischer Modellansätze

Florian Kerl, Andy Philipp, Christine Metzkes, Thomas Singer, Michael Wagner,
Niels Schütze und Uwe Müller

Zusammenfassung

In den letzten Jahren war der Freistaat Sachsen wiederholt von ausgedehnten Flusshochwassern, als auch von kleinräumigen, extremen Abflussereignissen als Folge von Starkregen betroffen. Eine Frühwarnung vor potenziell gefährträchtigen hydrologischen Situationen in kleinen Einzugsgebieten muss dabei nicht nur hydrologische, sondern auch meteorologische Aspekte sowie Fragen der Kommunikation von Warnungen berücksichtigen. Zur Identifikation von Nutzen und Grenzen einer Hochwasserfrühwarnung für schnell reagierende, kleine Einzugsgebiete untersuchten wir deshalb (1) Ansprüche potenzieller Nutzer von Hochwasserfrühwarnprodukten, (2) quantitative Niederschlagsvorhersageprodukte und (3) verschiedene hydrologische Modellansätze. Ausgehend von diesen Erkenntnissen werden die Chancen und Grenzen einer Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete aufgezeigt und schließlich ein möglicher Ansatz diskutiert.

1. Einführung

Im Freistaat Sachsen traten in den vergangenen zwei Dekaden die intensivsten hydrologischen Ereignisse im August 2002, August/September 2010 und Juni 2013 auf (LfULG 2004, LfULG 2013, LfULG 2015). Der dadurch entstandene Gesamtschaden belief sich auf 9 Milliarden Euro (ca. 6,1 im Jahr 2002, ca. 0,85 im Jahr 2010 und ca. 2,0 im Jahr 2013). Speziell im August/September 2010 verursachten extreme Abflussereignisse in kleinen Einzugsgebieten einen Großteil der aufgetretenen Schäden. Infolge der oben genannten Hochwasserereignisse wurde jeweils durch die Sächsische Staatsregierung eine Kommission eingesetzt, welche Verbesserungen im Hochwasserrisikomanagement erarbeiten sollte. Im Nachgang der Hochwasserereignisse 2010 war eine Forderung der Kommission, die Chancen und Grenzen der Hochwasserfrühwarnung in kleinen, von durch extreme Abflussereignisse gefährdeten Einzugsgebieten zu prüfen (JESCHKE et al. 2010).

Als die für den Hochwassernachrichten- und Meldedienst in Sachsen verantwortliche Stelle entwickelte das Landeshochwasserzentrum (LHWZ) des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie ein entsprechendes Projektvorhaben. Das LHWZ verfolgt dabei einen dreigliedrigen Ansatz, welcher (1) die Ansprüche und Anforderungen potenzieller Nutzer an Frühwarnprodukte, (2) die Verifikation der antreibenden meteorologischen Daten im Hinblick auf die angestrebte raum-zeitliche Auflösung sowie (3) den Nutzen eines breiten Spektrums von Modellansätzen mit Blick auf die Vorhersagegüte, die Robustheit sowie die Regionalisierbarkeit für kleine und unbeobachtete Einzugsgebiete einbezieht. Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über den derzeitigen Arbeitsstand und skizziert einen Vorschlag für ein operationelles Frühwarnsystem für kleine Einzugsgebiete in Sachsen.

2. Methodik

2.1 Nutzerbefragung

Zur Untersuchung der Anforderungen potenzieller Nutzer eines Hochwasserfrühwarnsystems wurde eine quantitative Erhebung auf Basis eines Online-Fragebogens durchgeführt. Die Hauptgründe für die Wahl einer quantitativen Methodik (im Gegensatz zu qualitativen Methoden, wie beispielsweise einem Interview) waren sowohl das Vorhandensein einer vergleichsweise großen Stichprobe und damit die Möglichkeit der statistischen Auswertung der Ergebnisse, als auch ein geringerer Kosten- und Zeitaufwand. Der Online-Fragebogen bestand aus 15 Fragen, davon 12 Multiple-Choice-Fragen, zwei Fragen mit graduellen Antwortmöglichkeiten und einer Frage zur Übermittlung verbaler Kommentare. Genau genommen enthielt der Fragebogen damit quantitative und qualitative Elemente. Aus Platzgründen wird der Fragebogen im Rahmen dieses Beitrags nicht vorgestellt, ist allerdings in PHILIPP et al. (2015) zu finden.

Die Stichprobe wurde systematisch (also nicht zufällig) gezogen und umfasste alle registrierten Informationsempfänger (entsprechend der Sächsischen Hochwassermeldeordnung, HWMO 2014) von Warnprodukten des LHWZ ($n = 578$), die via E-Mail erreichbar waren und damit zur Teilnahme an der Umfrage eingeladen werden konnten ($n = 491$). Die institutionelle Zugehörigkeit der Befragten reichte von Verwaltungsbehörden auf kommunaler/Kreis- und Landesebene sowie Feuerwehren und Einrichtungen des Zivilschutzes bis hin zum privaten Sektor. An dieser Stelle sei betont, dass es sich bei den Befragten nicht um Laien, sondern um gesetzlich verpflichtete Teilnehmer des Hochwassernachrichten- und Alarmdienstes handelte.

Die Ergebnisse der Umfrage wurden mittels Häufigkeitsanalysen und nutzergruppenspezifischen Analysen (anhand von Kontingenztabellen) ausgewertet. Durch die kreuzweise Verschneidung von Antworten handelte es sich folglich um eine multivariate Betrachtungsweise. Eine in diesem Zusammenhang essenzielle Frage war, ob sich spezifische Nutzergruppen in ihrem Antwortverhalten unterscheiden. Zur Beantwortung dieser Frage werden in der Literatur χ^2 -basierte Assoziationsmaße vorgeschlagen (SACHS 1999), weshalb im Rahmen dieser Untersuchung daher Cramér's V und χ^2 -basierte p-Werte ausgewertet wurden.

2.2 Verifikation von quantitativen Niederschlagsvorhersageprodukten

Die Verifikation meteorologischer Antriebsdaten betrachtete zwei quantitative Niederschlagsvorhersageprodukte (Quantitative Precipitation Forecast, QPF), welche dem Landeshochwasserzentrum operationell vorliegen. Beide QPFs werden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) bereitgestellt. Es sind zum einen das numerische Wettervorhersage-Produkt (NWV) COSMO-DE (BALDAUF et al. 2011) und zum anderen die durch die Regionale Wetterberatung Leipzig erstellte probabilistische Quantilvorhersage (QVHS). Die beiden QPFs wurden gegen eine quantitative Niederschlagsschätzung (Quantitative Precipitation Estimation, QPE), bestehend aus zur Ableitung von Gebietsniederschlägen räumlich interpolierten Ombrometerdaten (Ordinary Kriging), verifiziert.

Zum Vergleich wurde eine radarbasierte QPE (das RADOLAN-RW-Produkt des DWD, SACHNER et al. 2011) als zusätzliches Referenz-Produkt aufgenommen. Eine Übersicht der in der Verifikation berücksichtigten QPEs und QPFs findet sich in Tabelle 1.

Die Quantilvorhersage des DWD stellt eine probabilistische, durch Vorhersagemeteorologen qualitativ erweiterte Vorhersage des Gebietsniederschlags der nächsten 36 Stunden dar und besteht aus drei Werten/Quantilen pro Vorhersagezeitschritt. Da die Quantilvorhersage 16 spezifische Vorhersagegebiete in Sachsen berücksichtigt (Flussgebiete mit topographisch bedingter Unterteilung, siehe Abbildung 1), wurde die Verifikation auf eben diese Vorhersagegebiete bezogen und deckt den Zeitraum von 04/2011 bis 06/2014 ab.

Tab. 1: Übersicht der verwendeten QPF- und QPE-Produkte

Produkt	Anbieter	QPF/QPE	Typ	zeitl. Auflösung	räuml. Auflösung	Vorhersagezeitraum	Aktualisierungsintervall
COSMO-DE	DWD	QPF	deterministisches NWV-Produkt (gerastert)	1 h	2,8 x 2,8 km	21/27 h ¹	3 h
Quantil-Vorhersage (QVHS)	DWD-RWB LZ ²	QPF	probabilistische Vorhersage des mittleren Gebietsniederschlags	6/12 h ³	Vorhersagegebiete von ca. 600 km ² bis 2700 km ²	36 h	12 h
Interpolierte Ombrometerdaten	DWD	QPE	89 sächsische Ombrometer mit 25 km Pufferzone zur Berücksichtigung der Randbereiche	1 h	1 x 1 km ⁴	–	1 h
RADOLAN-RW	DWD	QPE	an Ombrometer angeeichte Wetterradarmessung (gerastert)	1 h	1 x 1 km	–	1 h

¹27 h seit 03.01.2014, 12:00 UTC. ²Regionale Wetterberatung des DWD in Leipzig. ³Produkt besteht aus zwei aufeinander folgenden 6-h- und zwei weiteren 12-h-Intervallen. ⁴Gerastert via Ordinary Kriging.

Verifiziert wurden 6-h-Summen des Gebietsniederschlags zu den synoptischen Hauptterminen 06:00 und 18:00 UTC. Die Untersuchung von 6-h-Summen ist durch die zeitliche Auflösung der Quantilvorhersage begründet. Die Quantilvorhersage beinhaltet Gebietsniederschlagssummen (für die 16 Vorhersagegebiete) mit einer Überschreitungswahrscheinlichkeit von 0,9, 0,5 und 0,1 für zwei aufeinanderfolgende 6-h-Intervalle und zwei weitere 12-h-Intervalle. Durch ein Aktualisierungsintervall von 12 h stellt die Quantilvorhersage ein eher generelles QPF-Produkt dar. Dennoch war eines der Hauptaugenmerke dieser Verifikation, die Vorhersagegüte der Quantilvorhersage im Vergleich zu hochaufgelösten numerischen Wettervorhersage-Produkten (wie z.B. COSMO-DE) zu bewerten. Weiterhin sollten die Ausprägungen dieser Unterschiede bei der hydrologischen Modellierung evaluiert werden.

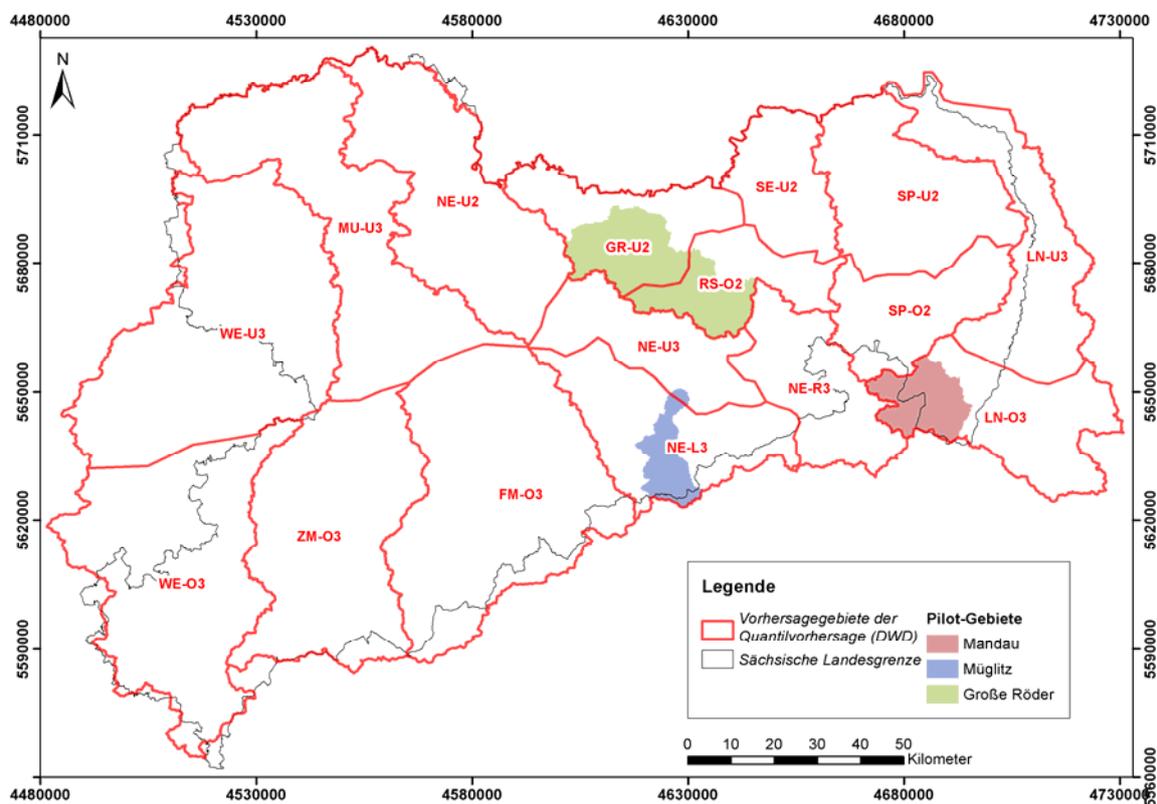


Abb. 1: Übersichtskarte der Quantilvorhersagegebiete in Sachsen (16 Gebiete; "FM-O3" stellt beispielsweise den Teil der Freiburger Mulde oberhalb von 300 m ü. NN dar). Die Größe der Vorhersagegebiete erstreckt sich von etwa 600 km² bis 2.700 km². Neben den Vorhersagegebieten sind die Pilotgebiete für die hydrologische Modellierung (Mandau, Müglitz und Große Röder) dargestellt. Als Koordinatensystem dient Gauß-Krüger Zone 4 (Bezugsmeridian 12° ö. L.).

Eine Verifikation von QPE- und QPF-Produkten kann anhand verschiedener Ansätze erfolgen (JOLLIFFE & STEPHENSON 2012). Das Spektrum reicht von einfachen diagnostischen Methoden (wie z.B. Zeitreihen-, Scatter- und Häufigkeitsbetrachtungen) bis hin zu integralen, meist schwellenwert- und kontingenzbasierten Analysen.

Letztere erlauben die Berechnung von Verifikationsmaßen wie der FAR, POD (False Alarm Rate, Probability Of Detection) oder kombinierter Produkte wie ROC-Kurven (Receiver Operating Characteristic; FAWCETT 2006). Eine detaillierte Übersicht über die zur Verifikation angewendeten Methoden sowie deren Ergebnisse finden sich in KERL & PHILIPP (2015).

2.3 Hydrologische Modellansätze

Für die drei Pilotregionen in Sachsen wurden drei unterschiedliche hydrologische Modellkonzepte implementiert und angewendet (siehe Abbildung 1): erstens, ein knotenbasiertes deterministisches Modell (DeHM), zweitens, ein künstliches neuronales Netz (DaHM) und drittens, ein einfaches Klassifikationsmodell (ScoHM).

Im Folgenden werden die drei Modellkonzepte und deren Anwendung (i.S.v. Kalibrierung, Datenassimilation, etc.) kurz beschrieben. Vereinfachend wurden zunächst nur schneefreie Bedingungen für den Modellaufbau und im Betrieb berücksichtigt.

Deterministisches hydrologisches Modell (DeHM)

Die Modell-Topologie des DeHM beruht auf einer knotenbasierten Repräsentation der Teileinzugsgebiete. Die Berechnungen beziehen sich zunächst auf jeden Knoten und werden dann sequentiell gemäß der topologischen Reihenfolge der Knoten zusammengefasst; jeder Modellknoten erhält dabei alle relevanten Modellparameter. Die Abflussbildung wird über das SCS-Verfahren realisiert. Die Abflusskonzentration wird über eine Einzellinearspeicherkaskade oder über eine Impulsantwortfunktion modelliert. Der Wellenablauf im Gerinne ist über Translationsglieder, eine Einzellinearspeicherkaskade, die Muskingum-Methode oder ein Translations-Diffusions-Modell beschrieben. Da sich in den Pilotgebieten Mehrzweckspeicher und Hochwasserrückhaltebecken befinden, wird deren Bewirtschaftung im Modell explizit berücksichtigt.

Die Kalibrierung erfolgte ereignisbasiert auf Grundlage maskierter Durchfluss-Ganglinien und monokriteriell unter der Verwendung eines gemischten Gütekriteriums nach LI et al. (2015). Die Datenassimilation wurde mittels eines Kalman-Filter-Ansatzes nach BLÖSCHL et al. (2014) umgesetzt. Weitere Informationen hinsichtlich des Modells DeHM finden sich in SCHWARZE et al. (2015).

Datengetriebenes hydrologisches Modell (DaHM)

Das DaHM ist ein künstliches neuronales Netz, konkret ein zweischichtiges Feedforward-Perzeptron (HAGAN et al. 2002). Der Eingangsvektor umfasst stündliche Durchfluss-, Niederschlags- und kumulierte Niederschlagsdaten in der allgemeinen 15-Elemente-Form $I: Q_{t-[0...3]}; P_{t-[0...3]}; P_{t-[0...6]}^c$ mit dem Durchfluss Q , dem Niederschlag P und dem kumulierten Niederschlag P^c . Darüber hinaus werden, abhängig vom Vorhersagezeitraum im Vorhersagefall, Eingabedaten mit Niederschlagsvorhersagen berücksichtigt. Für die Vorhersage von Q_{t+6} wird beispielsweise P_{t+6} und für die Vorhersage Q_{t+12} werden $P_{t+6;t+12}$ berücksichtigt, wobei die P_{t+x} -Werte spezifische QPF-Vorhersagen darstellen.

Zum Netzwerktraining wurde der Levenberg-Marquardt-Algorithmus verwendet. Als Eingangsdaten für das Modelltraining dienten ereignisbasiert maskierte Durchflussganglinien und stündliche Niederschlagsbeobachtungen. Für verschiedene Neuronenkonfigurationen in der verdeckten Schicht wurden jeweils 15 Trainingsläufe evaluiert und für jede Q_{t+x} -Vorhersage das Netzwerk mit der höchsten Güte ausgewählt. Für weitere Informationen zum DaHM, siehe SCHWARZE et al. (2015).

Klassifizierendes Modell (ScoHM)

Das Klassifikationsmodell ScoHM ähnelt dem Ermittlungsverfahren der Hochwasserdisposition nach COLLIER & FOX (2003). Der Ansatz ist zweigeteilt. Erstens wird die statische Disposition eines Einzugsgebietes anhand morphologischer Eigenschaften, wie beispielsweise der Hangneigung oder der Landnutzung, abgeleitet.

Zweitens wird die zeitlich variable Disposition des Einzugsgebietes anhand des standardisierten Niederschlagsindex (Standardized Precipitation Index, SPI; EDWARDS & McKEE 1997), kumulierter Niederschlagsinformationen und anhand der Abgabe eines mit stündlichem Niederschlag beaufschlagten Einzellinearspeichers ermittelt.

Die Klassifikationsmethodik ist in Tabelle 2 dargestellt; die Sub-Scores der Grunddisposition sind linear auf die Spannweite der entsprechenden morphologischen Informationen abgebildet. Die Sub-Scores der dynamischen Disposition beziehen sich hingegen teilweise auf spezifische Perzentile, welche aus den Häufigkeitsverteilungen der entsprechenden Eingangsdaten, wie beispielsweise dem siebentägigen kumulierten Niederschlag, ermittelt wurden. Die in Tabelle 2 aufgeführten Sub-Scores der statischen und dynamischen Disposition stellen das beste Ergebnis aus einer Vielzahl von Kombinationen verschiedener Sub-Scores dar.

Tab. 2: ScoHM klassifizierendes hydrologisches Modell

	Beschreibung	Klassenobergrenzen	Spannweite der Sub-Scores
Grunddisposition	Mittlere Hangneigung im Einzugsgebiet	0.02/0.08/0.14/0.20/1	0 bis 4
	Formfaktor des Einzugsgebietes ¹	0.20/0.40/0.60/0.80/1	0 bis 4
	Versiegelungsgrad	0.05/0.20/0.35/0.50/1	0 bis 4
	Anteil schneller Abflusskomponenten ²	0.10/0.23/0.37/0.50/1	0 bis 4
variable Disposition ³	SPI der vergangenen 30 d ⁷	-3/-2/-1/0/1/2/∞	-3 bis 3
	Niederschlagssumme der vergangenen 7 d	Sub-Score Perzentile ⁶	0 bis 4
	Niederschlagssumme der vergangenen 12/24/48 h ⁴	auf Grundlage von aktuellen Daten im Zeitraum	0 bis 4
	Ausfluss eines Einzellinearspeichers ⁵	01/2010 bis 09/2015	0 bis 4
Gesamtscore			-3 bis 31

¹Einzugsgebiet kreisförmiger für Werte gegen 1. ²Nach PESCHKE et al. (1999). ³Im Gegensatz zu COLLIER & FOX (2003) wurden keine schneebedingten variablen Sub-Scores betrachtet. ⁴Nur der jeweils höchste Wert wurde berücksichtigt. ⁵Einzellinearspeicher wurde mit stündlichen Niederschlagsdaten beaufschlagt (k = 8 h). ⁶Perzentile: 75/90/95/99/100. ⁷SPI auf ganze Zahlen gerundet.

Im Gegensatz zu DaHM und DeHM verwendet ScoHM weder direkt (als Eingangsparameter), noch indirekt (via Datenassimilation) beobachtete Durchflussdaten. Außerdem benötigt das Modell ScoHM lediglich einen effektiven Parameter, die Rückgangskonstante des Einzellinearspeichers, welcher manuell kalibriert wurde. Aus diesem Grund könnte der ScoHM-Ansatz eine robuste Methodik im Hinblick auf die Anwendung für kleine und unbeobachtete Einzugsgebiete darstellen.

3. Ergebnisse

3.1 Nutzerbefragung

An dieser Stelle werden die wichtigsten Ergebnisse der Nutzerbefragung (siehe Kapitel 2.1) vorgestellt; eine detailliertere Übersicht geben PHILIPP et al. (2015). Die Rücklaufquote belief sich auf 76 % (n = 373), was als außergewöhnlich hoch (mit 69 % oder n = 339 vollständig ausgefüllten Fragebögen) einzustufen ist. Für 11 der 15 Fragen waren die Antworten zwischen den Nutzergruppen im Sinne einer statistischen Signifikanz nicht unterscheidbar. Die Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

Informationsverteilung: (1) Die Befragten wünschen selektive und ereignisbasierte Informationen und informieren sich selbst ereignisbasiert (d.h. nicht kontinuierlich). (2) 37 % aller Nutzer sind davon überzeugt, dass eine kontinuierliche und häufigere Verteilung von Warnprodukten ihre Entscheidungssicherheit erhöht und zwar auch dann, wenn sich die hydrologische und meteorologische Lage nicht geändert hat. Die Mehrheit (> 50 %) der Nutzer aus drei von sechs Nutzergruppen (Kommunalverwaltung, Landesverwaltung, privater Sektor) wünscht eine häufigere Verteilung von Hochwasserwarnungen. (3) Alle Nutzergruppen, mit Ausnahme der Gruppe „privater Sektor“, messen dem Internet vor anderen Informationskanälen (z.B. Fax, Videotext, Sprachansage) die größte Bedeutung bei. Die nachrichtlich per Fax oder E-Mail verteilten Hochwasserwarnungen dienen ebenfalls als Informationsquelle für eine Mehrheit der Nutzer. (4) Eine hohe Verfügbarkeit der Warnprodukte wird, vor allem im Hochwasserfall, von einer großen Mehrheit der Nutzer gewünscht.

Hochwasservorhersageprodukte: (1) Eine kurzfristige, aber genaue Warnung wird gegenüber einer langfristigen, allerdings mit höheren Unsicherheiten behafteten Warnung bevorzugt. (2) Die Mehrzahl der Nutzer (> 65 %) sind an der möglichst genauen Vorhersage des Scheitelwasserstandes interessiert. 45 % der Befragten wünschen eine Information über den Zeitpunkt des Scheiteleintritts. (3) Zur Frühwarnung werden sowohl die Darstellung von Ganglinien mit Unsicherheitsbändern (etwa 50 % aller Befragten), als auch ein klassifizierendes Vorhersageprodukt für Pegelinzugsgebiete („Ampel-Produkt“, etwa 40 % der Befragten) bevorzugt.

Vorhersagezeitraum: (1) Die angegebenen mindestens erforderlichen Vorhersagezeiträume liegen bei ≤ 3 h (9 % der Nutzer), ≤ 6 h (27 %), ≤ 12 h (50 %), ≤ 24 h (83 %) und ≤ 72 h (98 %). (2) Ein Vorhersagezeitraum von ≤ 12 h wird von einer knappen Mehrheit der Nutzer in kleinen Einzugsgebieten (< 200 km²) als ausreichend angesehen.

Sonstiges: (1) Die Antworten der befragten Nutzergruppen unterscheiden sich signifikant bei der Frage nach der gewünschten Häufigkeit der Aktualisierung von Hochwasserwarnungen und bezüglich deren Verteilung via E-Mail oder Fax. (2) Weiterhin antworteten die befragten Nutzergruppen signifikant verschieden hinsichtlich der Einschätzung der Qualität derzeitiger Warnprodukte und hinsichtlich der Arbeit des LHWZ. (3) Darüber hinaus konnten keine signifikanten Unterschiede im Antwortverhalten der Nutzergruppen festgestellt werden.

3.2 Verifikation von quantitativen Niederschlagsvorhersageprodukten

Beide untersuchten QPFs (COSMO-DE und die Quantilvorhersage) wurden mit der QPE aus räumlich interpolierten Ombrometerdaten verglichen. Zusätzlich wurde eine radarbasierte QPE (RADOLAN-RW) in den Vergleich einbezogen.

Zunächst wurden schwellenwertbasierte Überschreitungshäufigkeiten ermittelt (siehe Abbildung 2). Die von COSMO-DE vorhergesagten Häufigkeiten der Schwellenwertüberschreitung sind nahe den beobachteten Häufigkeiten. RADOLAN (QPE) unterschätzt hingegen die beobachteten Häufigkeiten der Schwellenwertüberschreitung leicht, wobei die Tendenz zur Unterschätzung bei geringen Schwellenwerten höher ist als bei hohen. Die gestrichelte Linie (Überschreitungshäufigkeit von 10; 10 Ereignisse im Untersuchungszeitraum) weist darauf hin, dass Schwellenwerte größer 10 mm / 6 h aufgrund geringer Stichprobenumfängen nur mit Vorsicht interpretiert werden sollten.

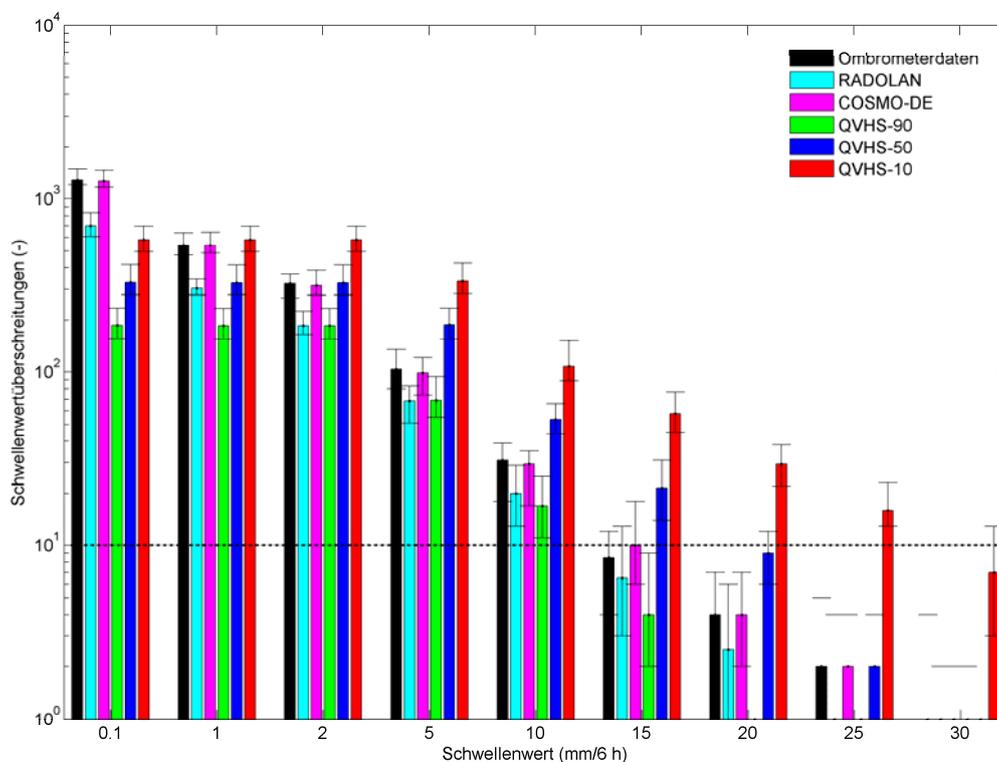


Abb. 2: Schwellenwertüberschreitungen von 6-stündlichen Summen des Gebietsniederschlags der betrachteten QPEs (räumlich interpolierte Ombrometerdaten und RADOLAN-RW) und QPFs (COSMO-DE und die Quantilvorhersage) im Zeitraum 04/2011 bis 06/2014. Die Balken stellen den Median der Schwellenwertüberschreitungen für die 16 Vorhersagegebiete (siehe Abbildung 1) des entsprechenden Produktes dar. Die Fehlerbalken verweisen auf deren Minimum und Maximum; die gestrichelte Linie markiert eine Überschreitungshäufigkeit von 10 Ereignissen innerhalb des betrachteten Zeitraums.

Aufgrund produktspezifischer Konventionen (Gebietsniederschläge $< 4,5 \text{ mm} / 6 \text{ h}$ werden auf null gesetzt) sind die Überschreitungshäufigkeiten der Quantilvorhersage für Schwellenwerte kleiner $4,5 \text{ mm} / 6 \text{ h}$ konstant. Schwellenwertüberschreitungen des 50. und 10. Perzentsils der QVHS sind generell häufiger als die beobachteten Schwellenwertüberschreitungen. Das 90. Perzentil hingegen unterschätzt die beobachteten Häufigkeiten.

Weiterhin wurden als kontingenzbasierte Gütemaße die POD und FAR ausgewertet (Abbildungen 3 und 4). Aufgrund oben genannter Konvention der Quantilvorhersage sind die Ergebnisse für die Schwellenwerte $< 4,5 \text{ mm} / 6 \text{ h}$ identisch. Nach WINTERRATH et al. (2012) ist ein Minimum von 10 vorhergesagten oder beobachteten Schwellenwertüberschreitungen zur Berechnung der Gütemaße nötig. Aus diesem Grund konnten sowohl POD als auch FAR nicht für alle höheren Schwellenwerte berechnet werden. Generell sind hohe Schwellenwerte mit einer geringen POD und geringen FAR verbunden und umgekehrt. Weiterhin nimmt die Varianz der Gütemaße zwischen den Vorhersagegebieten mit steigenden Niederschlagschwellenwerten im Falle der POD zu und im Falle der FAR ab. Die Gerade mit $\text{POD} = \text{FAR}$ definiert eine Grenze, ab welcher das entsprechende Vorhersageprodukt keinen prädiktiven Nutzen mehr aufweist. Diese Grenze wird von beiden QPFs für die betrachteten Schwellenwerte nicht erreicht. COSMO-DE weist die größte Vorhersagegüte hinsichtlich der POD und FAR sowie deren Varianz unter den Vorhersagegebieten auf.

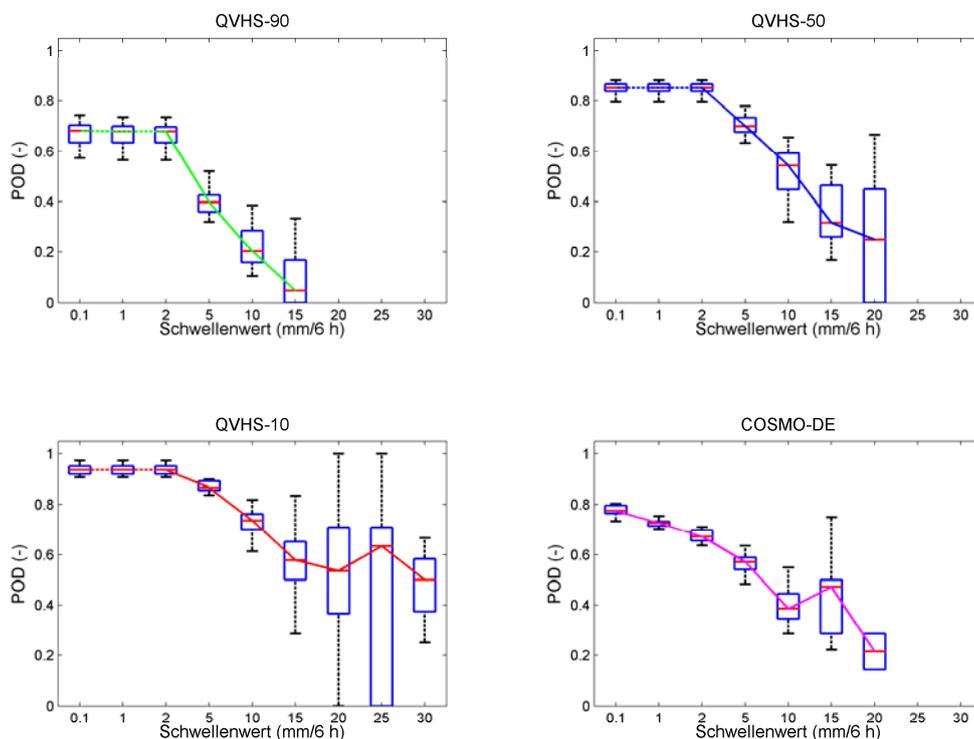


Abb. 3: Probability Of Detection (POD) entsprechend der Schwellenwerte des Gebietsniederschlags von 0,1 bis 30 mm / 6 h für die QPFs Quantilvorhersage und COSMO-DE im Zeitraum 04/2011 bis 06/2014. Die Boxplots stellen die Spannweite der POD für die 16 Vorhersagegebiete (siehe Abbildung 1) dar.

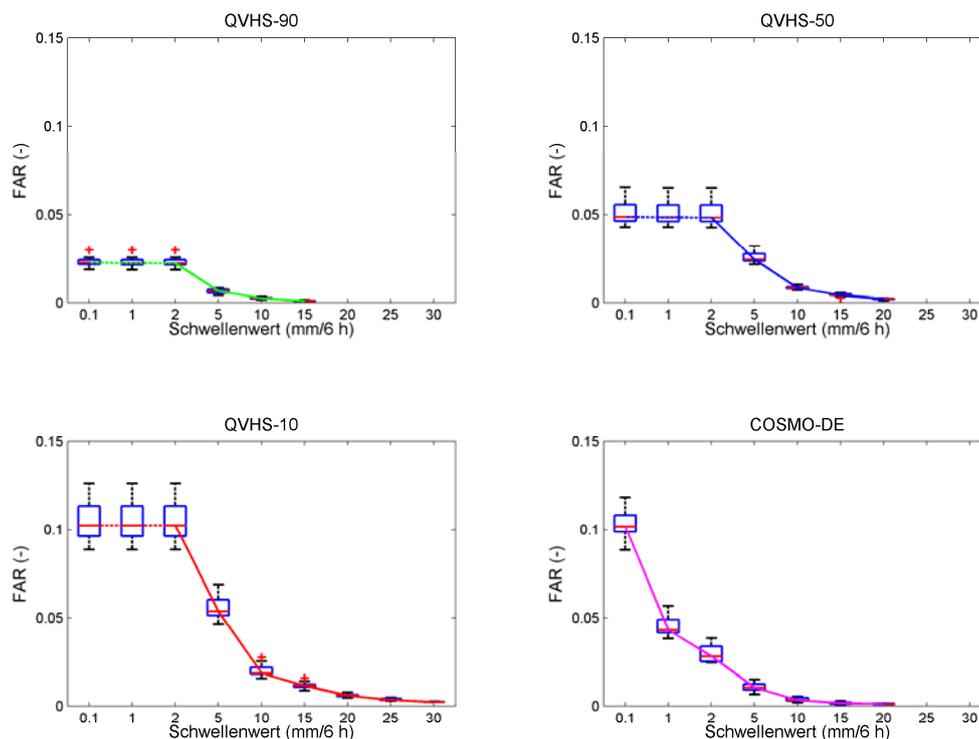


Abb. 4: False Alarm Rate (FAR) entsprechend der Schwellenwerte des Gebietsniederschlags von 0,1 bis 30 mm / 6 h für die QPFs Quantilvorhersage und COSMO-DE im Zeitraum 04/2011 bis 06/2014. Die Boxplots stellen die Spannweite der FAR für die 16 Vorhersagegebiete (siehe Abbildung 1) dar.

3.3 Hydrologische Modellvalidierung

Die drei vorgestellten Modelle (DeHM, DaHM und ScoHM) wurden für die drei bereits genannten Pilotgebiete (siehe Abbildung 1) implementiert und validiert. Räumlich interpolierte Ombrometerdaten und die hierin untersuchten QPFs (COSMO-DE und die Quantilvorhersage; siehe Kapitel 2.2 und 3.2) dienen als meteorologische Antriebsdaten (wobei ScoHM lediglich mit Ombrometerdaten angetrieben wurde). Die Validierung der Modellvarianten DeHM und DaHM kann direkt auf Grundlage eines Vergleichs von modellierten und beobachteten Durchflussganglinien erfolgen. Die schwellenwertbasierte Modellvalidierung des ScoHM-Modells ist allerdings etwas komplexer, da der ScoHM-Output (ein dimensionsloser Gesamt-Score) zunächst nur qualitativ mit beobachteten Durchflüssen in Verbindung gebracht werden kann. Mit Hilfe eines Quantile-Mappings (PIANI et al. 2009) ist es allerdings möglich, Schwellenwerte des Durchflusses in Schwellenwerte des Gesamt-Scores zu überführen und damit kontingenzbasierte Gütemaße (siehe Kapitel 2.2) zu ermitteln.

Die Modellgüte wurde auf der Grundlage schwellenwertbasierter Kontingenzanalysen bestimmt. Dabei wird geprüft, ob der modellierte Output und/oder die Beobachtung einen bestimmten Durchfluss- bzw. Gesamt-Score-Schwellenwert übersteigen, oder nicht. Für verschiedene Schwellenwerte wurden die resultierende POD und FAR ermittelt.

Diese POD/FAR-Tupel spannen schließlich eine einzugsgebiets- und modellspezifische ROC-Kurve auf (FAWCETT 2006). Als integrales Gütemaß dient die AUC (Area Under Curve), die bei einem Wert von 1 eine perfekte Vorhersage anzeigt und bei einem Wert von 0,5 der Vorhersage keinen prädiktiven Nutzen mehr beimisst. An dieser Stelle werden nur die Ergebnisse des Pilotgebietes Mandau mit vier Pegel-Einzugsgebieten vorgestellt und diskutiert.

Es wurden verschiedene Kombinationen aus Aktualisierungsintervall (die Zeit nach welcher eine neue Vorhersage berechnet wird) und Vorhersagezeitraum betrachtet; im Rahmen dieser Veröffentlichung werden Ergebnisse mit 12-stündigem Aktualisierungsintervall präsentiert. Für die Modellvalidierung wurden ereignisspezifisch maskierte Durchflussganglinien und stündliche Niederschlagsbeobachtungen einbezogen. Daten, die in der Modellkalibrierung beziehungsweise dem Modelltraining verwendet wurden, wurden nicht in die Validierung einbezogen. Die Ereigniszeiträume erstreckten sich über die Jahre 2010–2014 (insgesamt 12 Ereignisse). Abbildung 5 zeigt das Ergebnis der Modellvalidierungsstudie für vier Pegel-Einzugsgebiete im Pilotgebiet der Mandau. Für die Quantilvorhersage werden exemplarisch die Ergebnisse des 50. Perzentils dargestellt.

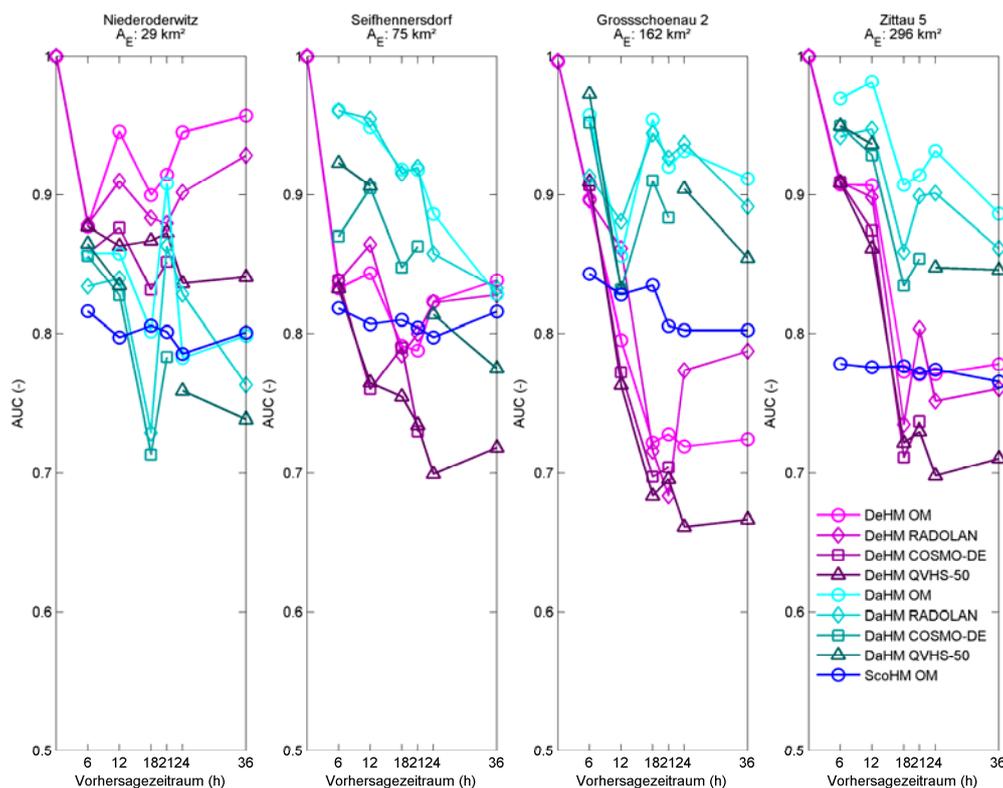


Abb. 5: Ergebnisse der schwellenwertbasierten Modellvalidierung für DeHM, DaHM und ScoHM im Pilotgebiet der Mandau. Die Vorhersagezeiträume reichen von 6 h bis 36 h, das Aktualisierungsintervall beläuft sich auf 12 h. Antriebe: OM: räuml. interpolierte Ombrometerdaten; RADOLAN: radar-basierte QPE; QVHS-50: 50. Perzentil der Quantilvorhersage; COSMO-DE: deterministische numerische Wettervorhersage.

Für das kleinste Einzugsgebiet Niederoderwitz (29 km²) hat das DeHM die höchste Vorhersagegüte; für größere Einzugsgebiete liefert das DaHM die höchsten AUC-Werte. Die Vorhersagegüte von DeHM und DaHM verringert sich mit größer werdendem Vorhersagezeitraum. Die zunächst hohe Vorhersagegüte (d.h. bei kleineren Vorhersagezeiträumen) der Modelle DeHM und DaHM resultiert aus der Berücksichtigung von Durchflussbeobachtungen (Autokorrelation) zur Erstellung der Vorhersage. Dieser Effekt ist bei zunehmender Einzugsgebietsgröße (steigende Autokorrelation) ausgeprägter und nimmt generell mit steigendem Vorhersagezeitraum ab. ScoHM hingegen zeigt eine konstante und robuste AUC-Entwicklung für verschiedene Vorhersagezeiträume, da im Modell keine Durchflussdaten verwendet werden. Allgemein weist das Modell ScoHM mit AUC-Werten von rund 0,8 eine relativ hohe Vorhersagegüte auf, gerade wenn man bedenkt, dass dieses Modell einen sehr einfachen Ansatz verfolgt.

Abbildung 5 zeigt, dass der Modellantrieb mit QPEs insgesamt zu den höchsten Vorhersagegüten führt, wobei RADOLAN und die interpolierten Ombrometerdaten als Niederschlags-Input zu keinen wesentlichen Qualitätsunterschieden führen. Die mit QPFs (QVHS und COSMO-DE) angetriebenen Modellläufe weisen allgemein geringere Vorhersagegüten auf. Auch hier zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede zwischen den beiden Vorhersageprodukten. Offensichtlich haben die in Kapitel 3.2 beobachteten Unterschiede in der Qualität der QPF-Produkte keinen systematischen Einfluss auf die Vorhersagegüte der hydrologischen Modelle. Zuletzt bleibt zu erwähnen, dass die Modellvalidierung auf Grundlage von stündlichen Werten erfolgte. Eine fensterbasierte Validierung mit beispielsweise dem Vergleich maximaler Werte innerhalb eines definierten Zeitraumes (z. B. 6 h) würde zu höheren Gütemaßen führen.

4. Schlussfolgerungen

In dieser Studie wurden Nutzeransprüche, Antriebsdaten sowie hydrologische Modellkonzepte überprüft, um einen möglichen Weg hin zu einer Hochwasserfrühwarnung in kleinen submesoskaligen Einzugsgebieten in Sachsen aufzuzeigen. Dabei wurden die folgenden Erkenntnisse erhalten. Erstens ist eine Mehrzahl der Befragten Nutzer mit einem Vorhersagezeitraum von 24 h zufriedenzustellen, weiterhin wird dem vorhergesagten Maximalwasserstand oder einer Meldestufe eine höhere Bedeutung beigemessen als einer Vorhersage des Zeitpunkts des Eintritts des Hochwasserscheitels. Zweitens weisen mit numerischen Wettervorhersageprodukten angetriebene hydrologische Modelle für die Kurzfristvorhersage, verglichen mit dem Antrieb mit flächig integrierten Produkten (z.B. QVHS), die höchste Güte auf. Drittens haben die Unterschiede in der Vorhersagegüte der Niederschlagsvorhersagen keinen deutlichen Einfluss auf die Güte der hydrologischen Modellierung. Viertens kann keiner der untersuchten Modellansätze gegenüber den anderen favorisiert werden.

Wenn einfache klassifizierende Modelle hinsichtlich der Nutzeransprüche an eine Frühwarnung (Wird ein bestimmter Schwellenwert innerhalb des Vorhersagezeitraumes überschritten, oder nicht? Art des Warnprodukts) ausreichen, zeigen die Ergebnisse dieser Studie, dass ein solcher Ansatz (ScoHM) unter den gegebenen Anforderungen gut funktioniert. Im Gegensatz dazu stehen komplexere, mit aufwändigen Parameterschätzungen verbundene Modellansätze, welche damit nur mit Einschränkungen (DeHM) oder nicht (DaHM) regionalisierbar sind.

Derzeitige und künftige Arbeiten umfassen die flächenhafte Implementierung und vergleichende Gegenüberstellung der betrachteten Modellansätze. Die meteorologische Verifikation wird für kleinere raum-zeitliche Skalen und über den gesamten Vorhersagezeitraum der Vorhersageprodukte ausgedehnt. Weiterhin wird auch das ScoHM mit QPFs angetrieben und validiert. Dabei wird die Spannweite der meteorologischen Antriebe um das Ensembleprodukt des DWD (COSMO-DE-EPS) erweitert, was eine probabilistische meteorologische Verifikation und hydrologische Modellvalidierung erlaubt. Ein weiteres Ziel ist es, die Regionalisierbarkeit der Modellansätze zu prüfen, um auch in unbeobachteten Einzugsgebieten schwellenwertbasierte Frühwarnungen ableiten zu können.

Zuletzt bleibt zu beachten, dass besonders intensive, seltene und kleinräumige meteorologische Ereignisse in ihrem raum-zeitlichen Auftreten nur unter Einschränkungen vorhersagbar sind und meteorologische Antriebe diesbezüglich ungenügend verifizieren. Vor diesem Hintergrund sind die damit verbundenen Grenzen der Hochwasserfrühwarnung in kleinen Einzugsgebieten zu akzeptieren.

Danksagung

Wir danken dem Deutschen Wetterdienst (Zentrale Offenbach sowie der Regionalen Wetterberatung Leipzig) für die Bereitstellung der meteorologischen Antriebsdaten.

Literatur

- BALDAUF, M., FÖRSTNER, J., KLINK, S., REINHARDT, T., SCHRAFF, C., SEIFERT, A. & STEPHAN, K. (2011): Kurze Beschreibung des Lokal-Modells Kurzzeitfrist COSMO-DE (LMK) und seiner Datenbanken auf dem Datenserver des DWD. Technischer Bericht, DWD.
- BLÖSCHL, G., NESTER, T., PARAJKA, J., & KOMMA, J. (2014): Hochwasserprognose an der österreichischen Donau und Datenassimilation. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 58: 64–72.
- COLLIER, C. G. & FOX, N. I. (2003): Assessing the flooding susceptibility of river catchments to extreme rainfall in the United Kingdom. *International Journal of River Basin Management*, 1: 225–235.
- EDWARDS, D. & McKEE, T. (1997): Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple time scales. *Atmospheric Science Paper*, 634.
- FAWCETT, T. (2006): An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters*, 27: 861–874.
- HAGAN, M. T., DEMUTH, H. B., BEALE, N. & JESUS, O. DE (2002): *Neural Network Design*. 2. Auflage.
- HWMO (2014): Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zum Hochwassernachrichten- und Alarmdienst im Freistaat Sachsen.
- JESCHKE, K., GREIFF, B., KOLF, R., BURK, H.-P., MERKER, H., BOGATSCH, C., FRITZSCHE, C. & VOGEL, M. (2010): Bericht der Kommission der Sächsischen Staatsregierung zur Analyse der Meldesysteme in Zusammenhang mit dem Augusthochwasser 2010. Technischer Bericht, Sächsische Staatsregierung.

- JOLLIFFE, I. T. & STEPHENSON, D. B. (Hrsg.) (2012): Forecast Verification: A Practitioners Guide for Atmospheric Science. Wiley.
- KERL, F. & PHILIPP, A. (2015): Verifikation von durch das Landeshochwasserzentrum Sachsen genutzten quantitativen DWD-Niederschlagsvorhersageprodukten für den Zeitraum 04/2011 bis einschließlich 06/2014. Unveröffentlichter technischer Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- LfULG (2004): Ereignisanalyse: Hochwasser August 2002 in den Osterzgebirgsflüssen. Technischer Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- LfULG (2013): Ereignisanalyse: Hochwasser im August und September 2010 und im Januar 2011 in Sachsen. Technischer Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- LfULG (2015): Ereignisanalyse: Hochwasser 2013. Technischer Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- LI, Y., RYU, D., WESTERN, A. W. & WANG, Q. J. (2015): Assimilation of stream discharge for flood forecasting: Updating a semidistributed model with an integrated data assimilation scheme. *Water Resources Research*, 51: 3238–3258.
- PESCHKE, G., ETZENBERG, C., MÜLLER, G., TÖPFER, J. & ZIMMERMANN, S. (1999): Das wissensbasierte System FLAB: Ein Instrument zur rechnergestützten Bestimmung von Landschaftseinheiten mit gleicher Abflussbildung. *IHI Schriften*, 10.
- PHILIPP, A., KERL, F. & MÜLLER, U. (2015): Ansprüche potenzieller Nutzer an ein Hochwasser-Frühwarnsystem für Sachsen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 1: 4–22.
- PIANI, C., HAERTER, J. O. & COPPOLA, E. (2009): Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe. *Theoretical and Applied Climatology*, 99: 187–192.
- SACHER, D., WEIGL, E., PODLASLY, C. & WINTERRATH, T. (2011): RADOLAN/RADVOR-OP: Beschreibung des Kompositformats Version 2.2.2. Technischer Bericht, DWD.
- SACHS, L. (1999): *Angewandte Statistik*. 9. Auflage. Springer Berlin Heidelberg.
- SCHWARZE, R., SINGER, T., STANGE, P., WAGNER, M. & SCHÜTZE, N. (2015). Entwicklung und beispielhafte Implementierung von deterministischen sowie datengetriebenen Methode zur hydrologischen Vorhersage und Prognose in kleinen, teilweise unbeobachteten Einzugsgebieten für die Ableitung von Hochwasserfrühwarnungen. Unveröffentlichter technischer Bericht, Technische Universität Dresden.
- WINTERRATH, T., WEIGL, E., REICH, T., ROSENOW, W. & STEPHAN, K. (2012): Projekt RADVOR-OP: Radargestützte, zeitnahe Niederschlagsvorhersage für den operationellen Einsatz (Niederschlag-Nowcasting-System). Technischer Bericht, DWD.

Risikoabschätzung und Risikokommunikation im Hochwassermeldedienst Rheinland-Pfalz

Margret Johst, Norbert Demuth und Andreas Meuser

Zusammenfassung

In der Hochwasservorsorge vollzieht sich spätestens seit Einführung der europäischen Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie ein Paradigmenwechsel vom Hochwasserschutz zum Management des Hochwasserrisikos. Auch in der operationellen Hochwasservorhersage hat sich in den letzten Jahren die Erkenntnis durchgesetzt, dass die Abschätzung und Darstellung der Vorhersageunsicherheit ein Mehr an prädiktivem Wissen bedeuten und individuelle Maßnahmen zur Risikominderung ermöglichen. Im Beitrag werden die aktuellen Entwicklungen zur Abschätzung der Unsicherheiten in der Hochwasservorhersage und deren Kommunikation an die vom Hochwasser Betroffenen durch den Hochwassermeldedienst in Rheinland-Pfalz erläutert.

1. Einführung

1.1 Hochwasserrisikomanagement

In Hochwasservorsorge und Hochwasserschutz dominierte lange das Leitbild der Schadensfreiheit, bei dem Unsicherheits- und Risikobetrachtungen als widersprüchlich zum Sicherheitsbedürfnis gesehen wurden (MERZ 2006). Beim Management öffentlicher Risiken wurde häufig so vorgegangen als gäbe es keine Unsicherheit, als könnten exakte Aussagen und Prognosen gemacht werden. Seit 2007 wurden im Zuge der europäischen Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie das Hochwasserrisiko an Flüssen bewertet und Hochwassergefahren- und risikokarten erstellt, welche die Grundlage für Maßnahmen zur Risikominderung hochwasserbedingter nachteiliger Folgen auf Mensch, Umwelt, Wirtschaft, Infrastruktur und Kultur darstellen (www.hochwassermanagement.rlp.de). Während in den Hochwassergefahrenkarten Überschwemmungsflächen und die dazugehörige Wassertiefe für Hochwasser unterschiedlicher Wiederkehrzeiten dargestellt sind, ist in den Risikokarten zusätzlich das Schadenspotenzial berücksichtigt. Der Risikokartenausschnitt in Abbildung 1 zeigt das Schadenspotenzial für einen hochverdichteten Raum am Mittelrhein unter Annahme eines 100-jährlichen Hochwassers. Im linksrheinischen Andernach wären bei einem derartigen Hochwasser rund 3200 Einwohner von Hochwasser betroffen. Das rechtsrheinische Neuwied ist durch einen Hochwasserschutzdeich bis zu einem etwa 100-jährlichen Hochwasser geschützt. Bei Deichüberströmung oder Deichversagen wären deutlich mehr Einwohner betroffen als in Andernach.

In den letzten Jahren hat sich auch in der operationellen Wasserstandvorhersage die Erkenntnis weitgehend durchgesetzt, dass die Abschätzung und Darstellung der Vorhersageunsicherheit ein Mehr und nicht ein Weniger an Informationen bedeuten (MEISSNER et al. 2014). Hier findet derzeit ein Wandel von der deterministischen zur probabilistischen Vorhersage statt (KLEIN et al. 2015). Der Umgang mit und die Kommunikation von Unsicherheiten ist insbesondere für die potenziell von Hochwasser Betroffenen jedoch noch ungewohnt und die Verknüpfung zum Schadenspotenzial ist in Alarm- und Einsatzplänen noch kaum gegeben, zumal nicht sichergestellt ist, dass Unsicherheitsangaben von den Nutzern richtig interpretiert werden (KLOPPROGGE et al. 2007, KOX et al. 2015).

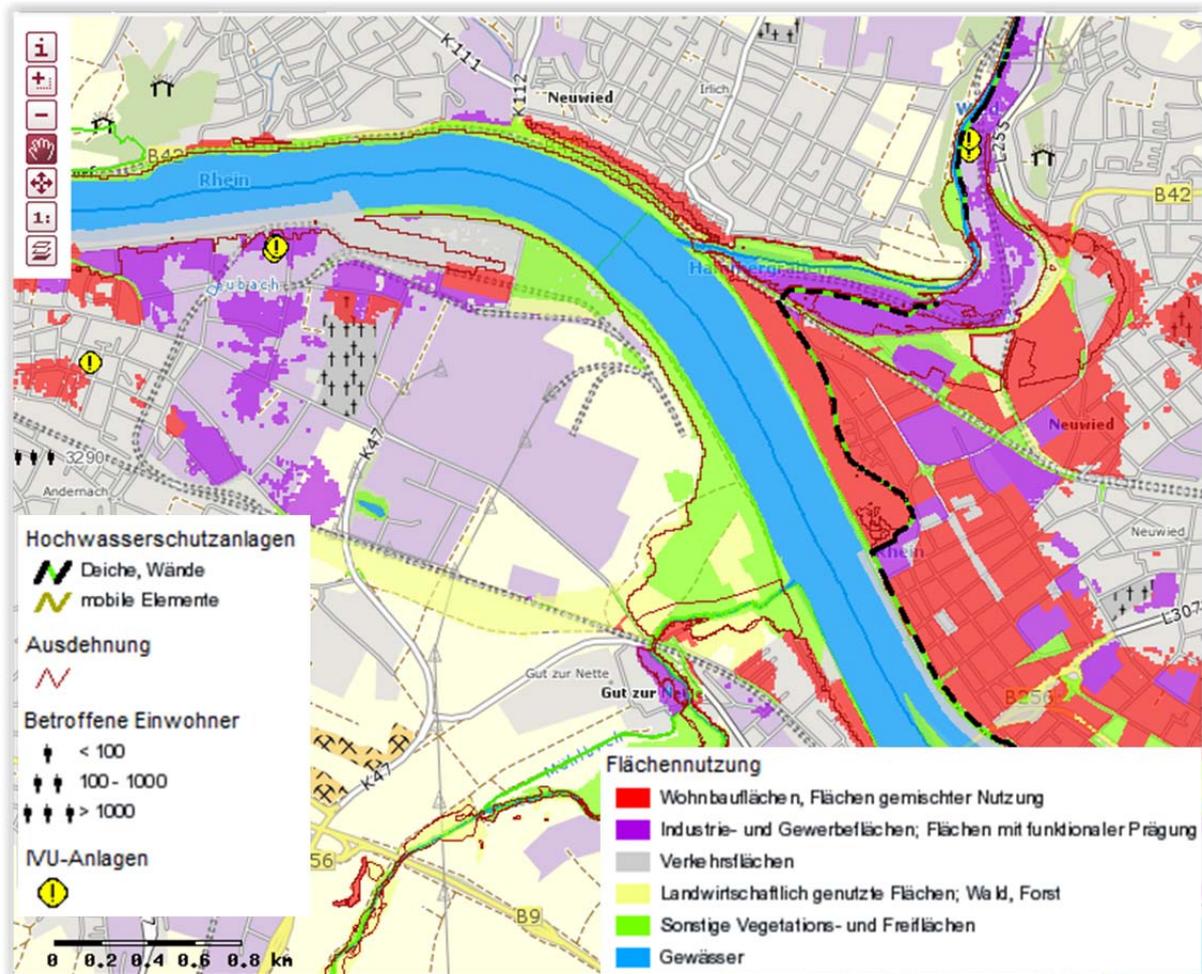


Abb. 1: Hochwasserrisikokarte für ein 100-jährliches Hochwasserereignis am Mittelrhein für den Bereich Neuwied und Andernach. Datenquelle: Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten, Rheinland-Pfalz (www.hochwassermanagement.rlp.de) sowie Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz.

1.2 Potenzielles und aktuelles Hochwasserrisiko

Das auf der oben beschriebenen Karte dargestellte Hochwasserrisiko ist einem bestimmten Abfluss zugeordnet, dessen Eintrittswahrscheinlichkeit aus der Analyse langjähriger hydrologischer Zeitreihen abgeleitet wurde. Dieses „potenzielle“ Hochwasserrisiko ist unabhängig von der aktuellen hydro-meteorologischen Situation. Es ist eine wichtige Entscheidungsgrundlage für den vorsorgenden Hochwasserschutz, die Bewertung der Wirtschaftlichkeit technischer Maßnahmen und die Raumplanung.

Unsicherheitsbetrachtungen in der operationellen Hochwasservorhersage lassen hingegen Rückschlüsse auf das situationsabhängige aktuelle Hochwasserrisiko zu. Dieses „aktuelle“ Hochwasserrisiko ist während einer lang andauernden sommerlichen Hochdruckwetterlage beispielsweise nahe null. Bei einer anlaufenden Hochwasserwelle kann das aktuelle Risiko des Überströmens einer Hochwasserschutzanlage durch eine bestimmte Wahrscheinlichkeit beschrieben werden. Informationen zum „aktuellen“ Hochwasserrisiko beeinflussen kommunale Alarm- und Einsatzplanung, die Steuerung von Talsperren und Hochwasserrückhaltung-

gen, das schiffahrtaffine Gewerbe sowie potenziell betroffene Bürgern. Je größer das Schadenspotenzial desto eher werden im konkreten Hochwasserfall auch bei geringerem aktuellem Risiko Schutzmaßnahmen eingeleitet bzw. die Betriebsabläufe angepasst.

2. Hochwasserwarnung in Rheinland-Pfalz

2.1 Pegel- und regionsbezogene Hochwasservorhersage

Der rheinland-pfälzische Hochwassermeldedienst (www.hochwasser-rlp.de) berechnet und veröffentlicht Wasserstandganglinien insbesondere für Pegel an Rhein, Mosel, Saar, Sauer, Nahe, Lahn und Sieg mit Vorhersagezeiträumen zwischen 12 und 48 Stunden. Bei Überschreitung bestimmter Wasserstände, sogenannter Meldehöhen, werden die betroffenen Städte und Kreise sowie die Bevölkerung über verschiedene Informationswege gewarnt und die Vorhersagen häufiger, in der Regel mit jeder neuen Wettervorhersage aktualisiert. Neben diesem in den 80er-Jahren eingerichteten pegelbezogenen Hochwassermeldedienst für größere Flüsse wird seit 2008 auch für kleine und mittlere Flüsse (Einzugsgebiete bis 500 km²) eine Frühwarnung betrieben (DEMUTH 2008). Da sich Niederschlags- und damit Hochwasserereignisse für kleinere Einzugsgebiete zeitlich und örtlich nicht genau vorhersagen lassen, erfolgt diese Frühwarnung nicht für Pegel sondern für größere Regionen (derzeit Landkreise, zukünftig Flussgebiete). Ergebnis ist eine regionsbezogene Frühwarnkarte, auf der die aktuelle Hochwassergefährdung mit Warnklassen dargestellt ist. Klassengrenzen sind hier statistische Hochwasserabflüsse bestimmter Jährlichkeit.

Für die Vorhersageberechnung am Rhein wird das Vorhersagesystem WAVOS (RADEMACHER et al. 2004) genutzt. Innerhalb von WAVOS wird zur Vorhersage des Wellenablaufs am Rhein das hydrodynamische Modell SOBEK eingesetzt, die Vorhersagen für die Zuflüsse werden mit den Modellen HBV96 bzw. LARSIM berechnet. Auch für die regionsbezogene Vorhersage wird das Wasserhaushaltsmodell LARSIM mit hoher räumlicher Auflösung (Teilelemente 1-3 km²) und stündlichen Berechnungszeitschritten eingesetzt.

2.2 Abschätzung der Vorhersageunsicherheit für den Rhein

Für den Rhein wird die Vorhersageunsicherheit aus der Analyse historischer Vorhersagen abgeschätzt. Hierzu wurden rund 3000 mit SOBEK berechnete Einzelvorhersagen der Jahre 2002 bis 2014 mit dem Programm ProFoUnD (program to assess the forecast uncertainty of discharge) ausgewertet. ProFoUnD wurde speziell für die statistische Auswertung operativer Abfluss- und Wasserstandvorhersagen entwickelt (HAAG-WANKA & AIGNER 2014) und berechnet unterschiedlichste Fehlermaße (z.B. mittlere relative Abweichung, RMSE, kategorische Fehler) sowie statistische Kennwerte einzelner Fehlermaße (z.B. Perzentile, Momente). Die Auswertung erfolgt für frei wählbare Vorhersagetiefen (z.B. 6 h, 12 h und 24 h) und separat für den Niedrig-, Mittel- und Hochwasserbereich. Für die Unsicherheitsabschätzung am Rhein wurden die mit ProFoUnD berechneten Perzentile der relativen Abweichung von Mess- und Vorhersagewert für Vorhersagetiefen von 1 h bis 48 h verwendet (Abbildung 2).

Durch diesen Ansatz der Analyse der historischen Vorhersagen wird die Gesamtunsicherheit der Vorhersage berücksichtigt, die sich aus den Unsicherheiten von Wettervorhersage, Zuflussvorhersagen, Modellkonzept, Modellsystemdaten, Modellparametern, Datenassimilation

und Messwerten zusammensetzt. Da in dem Analyse-Datensatz nur wenige größere Hochwasser enthalten sind, ist die berechnete Unsicherheit für Hochwassersituationen geringer als die tatsächliche Unsicherheit in der Vorhersage. Aufgrund dieser „Restunsicherheit“ können deshalb bei einem zukünftigen Hochwasser die gemessenen Wasserstände auch außerhalb der vorhergesagten Bandbreite liegen. Auch ein Deichbruch wäre ein im Analyse-Datensatz nicht enthaltene spezielle Vorhersagesituation.

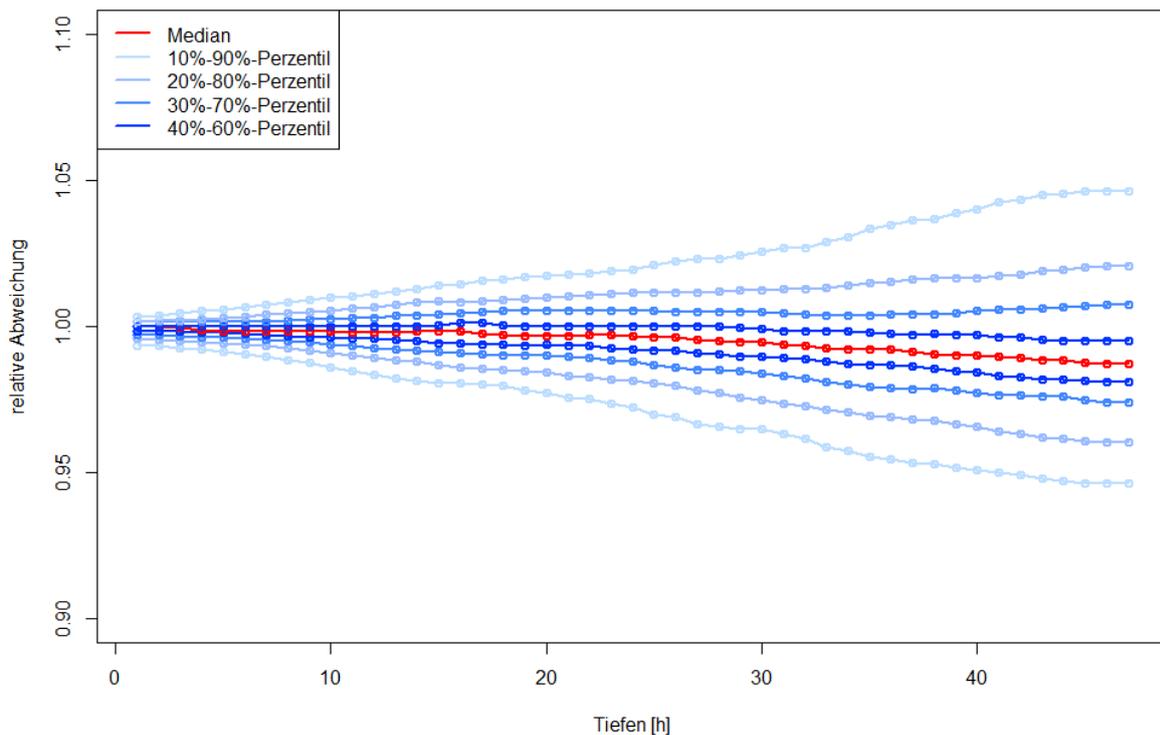


Abb. 2: Perzentile der relativen Abweichung des Vorhersage- vom Messwert für Vorhersage-tiefen von 1 h bis 48 h für den Rheinpegel Koblenz (Datengrundlage: 323 Vorhersagen im Hochwasserbereich).

2.3 Abschätzung der Vorhersageunsicherheit für mittlere und kleine Einzugsgebiete

Während die Hochwasservorhersage an großen Flüssen wie Rhein und Mosel primär von der großräumigen Wetterlage, dem Wellenablauf und der Überlagerung von zufließenden Hochwasserwellen abhängt, ist die Abschätzung der Hochwassergefahr für kleinere Einzugsgebiete stärker an die Kurzfrist-Wettervorhersage gebunden. Da sich insbesondere Starkregenereignisse räumlich, zeitlich und mengenmäßig nur schwer vorhersagen lassen, werden in Rheinland-Pfalz Ensemblevorhersagen (COSMO-DE-EPS) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in die operationelle Hochwasservorhersage eingebunden und zur Abschätzung der Wettervorhersageunsicherheit genutzt. Der DWD stellt alle 3 Stunden 21 Wettervorhersagen mit einer Vorhersagetiefe von 27 h und einer Gittermaschenweite von 2,8 km bereit. Mit diesen werden in LARSIM in rechenzeitoptimierten Parallelläufen 21 mögliche Abfluss- und Wasserstandvorhersagen berechnet.

Diese Ensemble-Abflussberechnungen sind Grundlage für die regionsbezogene Hochwasservorhersage. Hier wird für jedes LARSIM-Gewässerelement die Häufigkeitsverteilung der vorhergesagten klassifizierten Maximalabflüsse bestimmt. Zur Ermittlung der aktuellen Hochwassergefährdung wurde ein Regelwerk entwickelt: Liegt für jedes Gewässerelement einer Warnregion ein bestimmter Anteil der Ensembleabflussvorhersagen über einer bestimmten Abflusswarnstufen, so wird diese Warnregion der Warnstufe gemäß eingefärbt. Beispielsweise wird für eine Warnregion die Warnung „mäßige Hochwassergefährdung“ (= gelbe Farbe) ausgegeben, wenn 10 % der Vorhersagen größer als ein 10-jährliches und 30 % größer als ein 2-jährliches Hochwasser sind, aber auch wenn 60 % der Vorhersagen größer als ein 2-jährliches Hochwasser sind.

3. Darstellung und Kommunikation der Vorhersageunsicherheit

3.1 Nutzerangepasste Kommunikationsformen

Verbale Beschreibungen von Unsicherheit und Risiko, wie sie z.B. in Hochwasserlageberichten verwendet werden, sind häufig nicht eindeutig. KOX et al. (2015) führten eine Befragung von Einsatzkräften zum Verständnis von probabilistischen Vorhersagen und damit verbundenen Entscheidungen durch. Hier interpretierten die Befragten verbale Unsicherheitsbeschreibungen wie „möglich“ und „wahrscheinlich“ sehr unterschiedlich. Eindeutiger und vertrauenswürdiger als verbale Aussagen sind numerische Angaben, z.B. Eintrittswahrscheinlichkeiten. Da numerische Angaben und deren dahinter liegende Berechnungsmethoden jedoch nicht von allen Nutzern verstanden werden, empfehlen KLOPROGGE et al. (2007), numerische Angaben stets mit verbalen Aussagen zu kombinieren.

Die in der Wasserwirtschaft übliche Gangliniendarstellung zeigt auf einen Blick die für Verantwortliche und Betroffene relevanten Informationen: die Höhe des zu erwartenden Wasserstandes, den Zeitpunkt von kritischen Wasserständen und Scheiteldurchflüssen sowie die Dauer der Hochwasserwelle. Somit hat sich diese Darstellungsform in der operationellen Hochwasservorhersage etabliert. Zur Darstellung der Bandbreite der wahrscheinlichen Entwicklung werden die Ganglinien von sogenannten Unsicherheitsbändern umhüllt.

3.3 Darstellung der Bandbreite der wahrscheinlichen Entwicklung

Für die pegelbezogenen Vorhersagen werden in Kürze auf der Internetseite des Hochwassermeldedienstes Rheinland-Pfalz Unsicherheitsbänder dargestellt (Abbildungen 4 und 5), die durch Multiplikation der aktuellen Vorhersage mit den oben beschriebenen Perzentilen der relativen Abweichung generiert werden. Da die mit ProFoUnD berechneten relativen Abweichungen nicht normalverteilt sind, ersetzt der Median der relativen Abweichungen (hellblaue Linie) die ursprüngliche Vorhersageganglinie. Der Median wird von Bändern umhüllt, die den Perzentilen in 10er-Schritten entsprechen. Beispielsweise wird das dunkelste Band aus dem 40 %- und dem 60 %-Perzentil generiert, was bedeutet, dass 20 % der vergangenen Vorhersagen um maximal diesen Betrag von den Messwerten abwichen. Das äußerste sehr schwach blaue Band stellt den Bereich zwischen den 10 %- und 90 %-Perzentilen dar, was bedeutet, dass 80 % der vergangenen Vorhersagen in diesem Bereich lagen. Diese Form der Unsicherheitsdarstellung wurde für vergangene Hochwasser getestet und von Nutzern als hilfreich bewertet. Um einer Verunsicherung durch den Begriff „Unsicherheit“ zu

vermeiden, sollte besser von der „Bandbreite der wahrscheinlichen Entwicklung“ gesprochen werden. Darüber hinaus wird im Informationsangebot des Hochwassermeldedienstes auch die stets vorhandene „Restunsicherheit“ (vgl. Unterkapitel 2.2) erläutert werden.

Am Beispiel des Hochwassers 2011 lässt sich der Mehrwert dieser Bandbreitendarstellung veranschaulichen. Ausgehend von der Vorhersage am 09.01.2011 am Pegel Koblenz (Abbildung 4) liegt der Scheitelwasserstand mit einer Wahrscheinlichkeit von 40 % zwischen 775 und 800 cm, und mit einer Wahrscheinlichkeit von 80 % zwischen 730 und 830 cm. Der tatsächlich eingetretene Scheitelwasserstand betrug 750 cm.

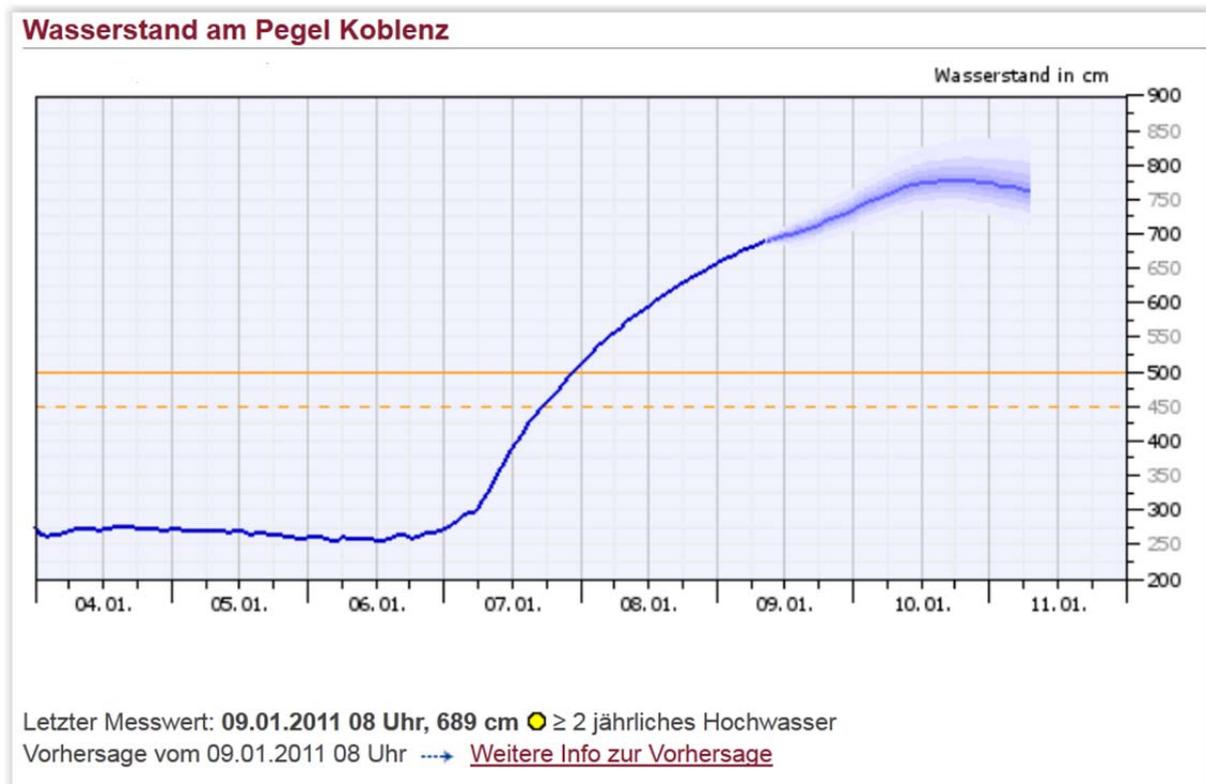


Abb. 4: Bandbreite der wahrscheinlichen Entwicklung für den Pegel Koblenz und das Hochwasser 2011 für den Vorhersagezeitpunkt 09.01.2011 08:00 (Dunkelblaue Linie: gemessene Wasserstände, Bänder: Vorhersagebandbreite in 10 %-Perzentilschritten).

Der Pegel Andernach ist ein wichtiger Pegel für die Stadt Neuwied (Abbildung 1). Ab einem Wasserstand von 670 cm müssen die Deichtore in Neuwied geschlossen werden (www.deichinfo.de). Mit einer Überströmung des Deiches muss ab 1120 cm gerechnet werden. Ausgehend von der Vorhersage am 07.01.2011 (Abbildung 5) ist mit einer Wahrscheinlichkeit von 80% davon auszugehen, dass der Wasserstand von 670 cm zwischen 12 Uhr und 24 Uhr am Folgetag erreicht wird. Diese Zeitangaben können bei der Einsatzplanung und Information der Bevölkerung direkt übernommen werden. Tatsächlich wurden 670 cm am 08.01.2011 um 13 Uhr erreicht.

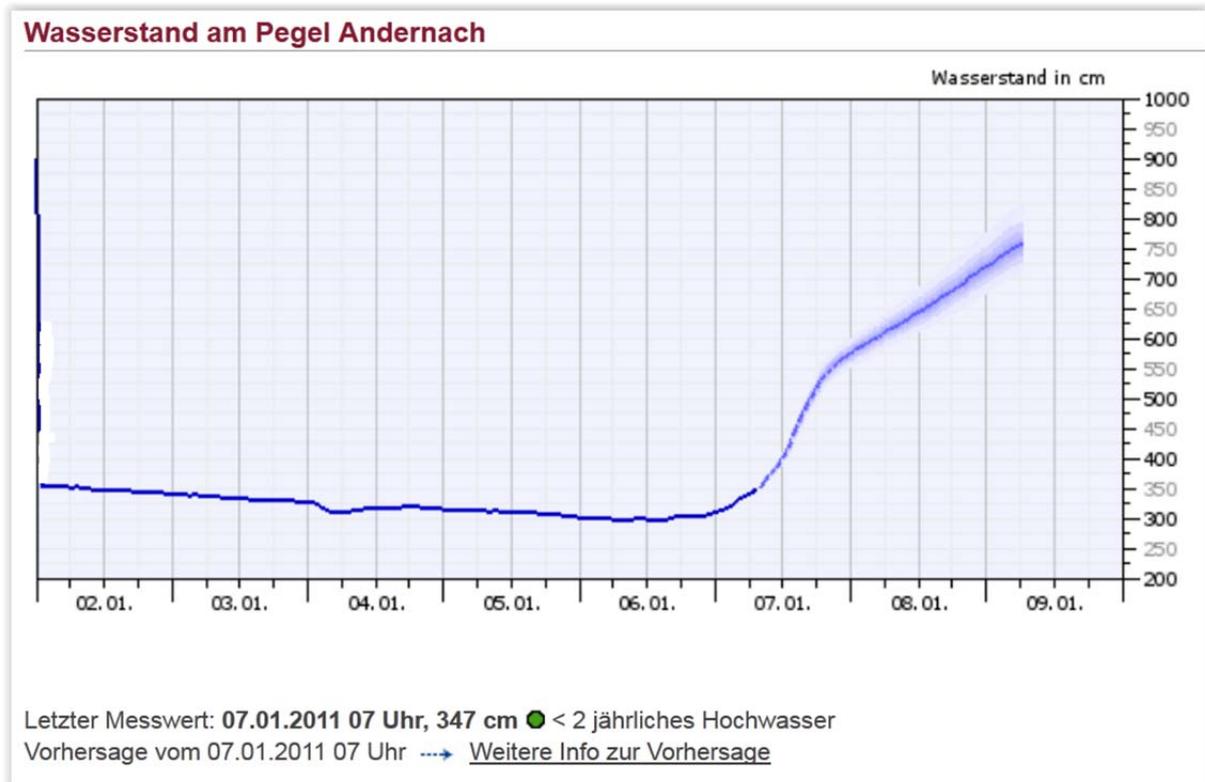


Abb. 5: Bandbreite der wahrscheinlichen Entwicklung für den Pegel Andernach und das Hochwasser 2011 für den Vorhersagezeitpunkt 07.01.2011 08:00 (Dunkelblaue Linie: Messwerte, Bänder: Vorhersagebandbreite in 10 %-Perzentschritten).

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

In das öffentliche Hochwasserrisikomanagement werden zunehmend Risikoabschätzungen und Unsicherheitsbetrachtungen integriert, durch die im konkreten Hochwasserfall eine Schadensminimierung und Optimierung von Betriebsabläufen erreicht werden kann. Bei situationsabhängigen Entscheidungen (z.B. in der Gefahrenabwehr) sollte neben dem auf Hochwasserrisikokarten dargestellten potenziellen Risiko auch das aktuelle Hochwasserrisiko berücksichtigt werden. Dieses aktuelle Hochwasserrisiko wird im Hochwassermeldedienst Rheinland-Pfalz in Kürze nicht nur verbal in den Hochwasserlageberichten sondern auch grafisch vermittelt, in dem für die pegelbezogenen Vorhersagen die Bandbreite der wahrscheinlichen Entwicklung dargestellt werden wird. In den regionsbezogenen Warnungen wird die Entwicklungsbandbreite bereits berücksichtigt, indem den Berechnungen 21 mögliche Wetterentwicklungen zugrunde gelegt sind.

Im Sinne einer weiteren Schadensminimierung sollten die Warnungen möglichst gut an das lokale Schadenspotenzial angepasst werden. Zukünftig könnten beispielsweise Überschreitungswahrscheinlichkeiten für mit lokalen Einsatzkräften abgestimmte kritische Wasserstände angegeben werden. Schließlich sollte auch in die kommunale Alarm- und Einsatzplanung der Umgang mit diesen probabilistischen Vorhersageinformationen implementiert werden.

Literatur

- DEMUTH, N. (2008): Hochwasserfrühwarnung in Rheinland-Pfalz. In: JÜPNER, R. LÜDERITZ, V. & DITTRICH, A. (Hrsg.) Beiträge zum Fachkolloquium „Extremereignisse in der Wasserwirtschaft“, Reihe der Berichte des Fachgebiets Wasserbau und Wasserwirtschaft, Bericht 19, S. 23–28.
- HAAG-WANKA, I. & AIGNER, D. (2014): ProFoUnD – Programmbeschreibung und Anwendungshinweise. Revision 7.1. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Wasserwirtschaftsamts Kempten, des Bayerischen Landesamts für Umwelt, des Landesamts für Umwelt Rheinland-Pfalz und des Hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie. S. 1–51.
- KLEIN, B., MEISSNER, D., HEMRI, S. & LISNIAK, D. (2015): Ermittlung der prädiktiven Unsicherheit von hydrologischen Ensemblevorhersagen. Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde BfG-1853. DOI: 10.5675/BfG-1853. URL: <http://doi.bafg.de/BfG/2015/BfG-1853.pdf>, S. 1–164.
- KLOPROGGE, P., VAN DER SLUIJS, J. & WARDECKKER, A. (2007): Uncertainty Communication - Issues and good practice. Bericht des Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation Utrecht University. Report NWS-E-2007-199. S. 1–60.
URL: http://www.nusap.net/downloads/reports/uncertainty_communication.pdf
- KOX, T., GERHOLD, L. & ULBRICH, U. (2015): Perception and use of uncertainty in severe weather warnings by emergency services in Germany. Atmospheric Research 158–159, S. 292–301.
- MEISSNER, D., KLEIN, B., LISNIAK, D. & PINZINGER, R. (2014): Probabilistische Abfluss- und Wasserstandsvorhersagen – Kommunikationsstrategien und Nutzungspotenziale am Beispiel der Binnenschifffahrt. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 58, Heft 2, S. 119–127.
- MERZ, B. (2006): Hochwasserrisiken – Grenzen und Möglichkeiten der Risikoabschätzung. S. 1–334. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- RADEMACHER, S., EBERLE, M., KRAHE, P. & WILKE, K. (2004): Enhancing the Operational Forecasting System of the River Rhine. In: MALZAHN, D. & PLAPP, T. (Hrsg.): Disasters and Society - From Hazard Assessment to Risk Reduction. Berlin, S. 191–198.

URLs:

Deichinformationszentrum Neuwied des Fördervereins Neuwieder Deich e.V.:

www.deichinfo.de (letzter Zugriff: 26.01.2016)

Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz. Internetangebot des Hochwassermelddienstes:

www.hochwasser-rlp.de (letzter Zugriff: 26.01.2016)

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (MULEWF), Wasserwirtschaftsverwaltung:

www.hochwassermanagement.rlp.de (letzter Zugriff: 26.01.2016)

Saisonale Abfluss- und Wasserstandsprognosen für die Bundeswasserstraßen – Entwicklung neuer Vorhersageprodukte für die Binnenschifffahrt

Dennis Meißner, Bastian Klein, Monica Ionita-Scholz und Silke Rademacher

Zusammenfassung

Die Binnenschifffahrt ist einer der Wirtschaftszweige, der neben Kurz- und Mittelfristvorhersagen von Abflüssen und Wasserständen auch ein großes Interesse an Prognosen auf saisonalen Zeitskalen besitzt. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde arbeitet vor diesem Hintergrund seit einigen Jahren im Auftrag des Verkehrsministeriums verstärkt an der methodischen Entwicklung saisonaler Prognosen sowie entsprechender Vorhersageprodukte für schifffahrtsrelevante Pegel an den deutschen Wasserstraßen. Dieser Beitrag stellt mit Fokus auf den Rhein, eine der verkehrsreichsten Binnenwasserstraßen Europas, Einflussgrößen, Potentiale und Grenzen saisonaler Prognosen in Abhängigkeit des Vorhersagezeitpunkts, der Vorhersagelänge sowie der Zielgröße dar. Hierbei werden verschiedene Methoden unter Einsatz von hydrologischen, statistischen und Klimamodellen vergleichend gegenübergestellt.

1. Motivation und Herausforderung

Für die Binnenschifffahrt auf den frei fließenden Wasserstraßen bilden aktuelle sowie zu erwartende Abflüsse und Wasserstände eine zentrale gewässerkundliche Information und sind unabdingbare Voraussetzung, um die gesamte Logistikkette vom Binnenschiff über die verladende Wirtschaft bis hin zur Anbindung landgebundener Verkehrsträger wirtschaftlich optimiert zu betreiben. Vor diesem Hintergrund entwickelt, pflegt und betreibt die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und Digitale Infrastruktur seit mehreren Jahrzehnten operationelle Wasserstandsvorhersagesysteme für die Bundeswasserstraßen im Binnenbereich (MEIßNER & RADEMACHER 2010). Der praktische Wert von Vorhersagesystemen ist neben ihrer Genauigkeit und Zuverlässigkeit abhängig von der Länge ihrer Vorhersagen, also dem Zeitraum in der Zukunft, den die prognostizierten Daten abdecken. Im Fall der verkehrsbezogenen Vorhersage ergeben sich Anforderungen an die Vorhersagelänge durch die erforderliche Fahrzeit der Schiffe (inkl. Beladungsvorgang) bis zur jeweiligen Engstelle einer Relation, die durch die minimale Wassertiefe die maximale Abladung bestimmt. Entsprechend decken die verkehrsbezogenen Vorhersagesysteme der BfG aktuell Vorhersagelängen in Abhängigkeit von Wasserstraße und Pegel von zwei (z.B. Donauegel Pfelling) bis acht Tagen (z.B. Elbepegel Neu Darchau) ab. Neben diesen Vorhersagezeiträumen im Bereich von mehreren Tagen zum Zweck der unmittelbaren Optimierung der Abladung wird seit einigen Jahren zunehmend der Bedarf an längerfristigen Vorhersagen bis in den Bereich von Monaten von der Binnenschifffahrt und verladenden Wirtschaft geäußert. Hierin wird ein erhebliches Optimierungspotential von Planungen und Entscheidungen mit längerem zeitlichem Vorlauf innerhalb der wassergebundenen Logistikkette gesehen, wie z.B. die Disponierung von Lagerraum, die Zusammenstellung der Flottenstrukturen an einer Wasserstraße oder das Zusammenspiel mit landgebundenen Verkehrsträgern (Modal Split).

Während in zahlreichen Regionen der Welt (z.B. Nordamerika, Australien, Skandinavien) saisonale hydrologische Vorhersagen seit mehreren Jahren bis Jahrzehnten operationell praktiziert werden, sind solche Systeme bisher in Mitteleuropa nur vereinzelt im Einsatz. Die beiden Hauptquellen hydrologischer Vorhersagbarkeit (siehe Abschnitt 2) sind in Zentraleu-

ropa verglichen zu den genannten Regionen auch deutlich schwächer ausgeprägt. Trotz der in der jüngeren Vergangenheit erzielten Fortschritte ist die Prognosegüte saisonaler Klimavorhersagen in unseren Breiten weiterhin stark limitiert, was im Besonderen für den Parameter Niederschlag als die in der überwiegenden Zeit des Jahres maßgebliche Eingangsgröße hydrologischer Vorhersagemodelle gilt (WEISENHEIMER & PALMER 2014). Auch die Einflusssdauer der aktuellen Wasserreserven im Einzugsgebiet (hydrologischer Initialzustand) ist bei Weitem nicht so ausgeprägt wie in Teilen Skandinaviens (OLSSON et al. 2015) oder Nordamerikas (WOOD & LETTENMAIER 2008, MAHANAMA et al. 2012). Dennoch widmet sich die BfG seit einigen Jahren der Thematik der saisonalen Vorhersage für die frei fließenden Wasserstraßen mit dem Ziel herauszuarbeiten, was mit welchen Methoden auf der saisonalen Vorhersageskala realistisch erreichbar ist (KRAHE & RADEMACHER 2008, MEIßNER et al. 2014). Der Fokus liegt dabei auf der Prognose von Niedrigwasserperioden bzw. der entsprechenden schifffahrtsrelevanten Niedrigwasserkenngößen. Insbesondere wird folgenden drei Fragen nachgegangen, von denen die ersten beiden im Fokus dieses Artikels stehen:

- Können für schifffahrtsrelevante Pegel an den Binnenwasserstraßen saisonale Vorhersagen (Vorhersagezeitraum ≥ 1 Monat) erstellt werden, die einen Mehrwert gegenüber der Klimatologie, als bisher einzig verfügbare Informationsquelle, besitzen?
- Welche Methoden und Datenquellen sind am besten geeignet, um saisonale Vorhersagen von Abflüssen und Wasserständen operationell zu erstellen?
- Wie sind saisonale Vorhersageprodukte zu gestalten (Inhalt, Form etc.), damit sie in der Praxis (Fokus Binnenschifffahrt) nutzbar sind?

2. Quellen der Vorhersagbarkeit auf saisonalen Zeitskalen

Die hydrologische Vorhersagbarkeit wird prinzipiell durch das Zusammenspiel zweier Faktoren wesentlich bestimmt: 1) dem Zustand des Einzugsgebiets (Grundwasserstände, Bodenfeuchte, Schneebedeckung, Wasserstände im Gewässersystem etc.) zum Zeitpunkt der Vorhersage (Initialzustand) und 2) den hydrometeorologischen Belastungen (insbesondere prognostizierte Niederschläge und Temperaturen) im Vorhersagezeitraum (Randbedingung). Grundsätzlich steigt mit zunehmender Vorhersagedauer der Einfluss der hydrometeorologischen Randbedingungen und die Initialzustände verlieren sukzessive an Einfluss. Der Anteil beider Einflussgrößen entlang des Vorhersagezeitraums ist extrem heterogen und in erster Linie abhängig von Gestalt, Lage und Größe des jeweiligen Einzugsgebiets sowie der Jahreszeit und der betrachteten Zielgröße (SCHICK et al. 2015). Das Wissen um die jeweiligen Beiträge der genannten Einflussfaktoren auf die Vorhersage ist eine wesentliche Voraussetzung für den Aufbau saisonaler Vorhersagesysteme, da es einerseits das Prozessverständnis schärft und zum anderen die Interpretation von Ergebnissen zur Vorhersagegüte untermauert. Darüber hinaus liefert diese Auswertung essentielle Informationen, um Maßnahmen zur Steigerung der Vorhersagegüte (wie z.B. Verbesserung der Schätzung der hydrologischen Anfangsbedingungen durch Datenassimilationsmethoden) fundiert zu priorisieren. WOOD et al. (2002) und WOOD & LETTENMAIER (2008) stellen mit der sog. Ensemble Streamflow Prediction (ESP) und ihrem Pendant reverse ESP (revESP) praktikable Methoden vor, um den Einfluss der Anfangs- bzw. Randbedingungen mit Bezug zur klimatologi-

schen Prognose entlang des Vorhersagezeitraums zu quantifizieren. Im Fall der ESP wird ein hydrologisches Modell mit aktuellen hydrometeorologischen Messdaten bis zum Vorhersagezeitpunkt angetrieben, um den Initialzustand des Einzugsgebiets bestmöglich abzubilden. Im Prognosezeitraum wird das hydrologische Modell mit einem Ensemble historischer hydrometeorologischer Beobachtungszeitreihen (entspricht der Klimatologie) beaufschlagt. Durch ein Resampling werden hierbei die sich jeweils im Jahresverlauf zeitlich entsprechenden meteorologischen Daten zum Ensemble kombiniert (z.B. sämtliche Januar-Niederschläge), welches das hydrologische Modell in ein Abflussensemble überführt. Im Gegensatz zur klimatologischen Abflussprognose, bei dem lediglich die jahreszeitlich entsprechenden Beobachtungen der Vergangenheit zum Ensemble kombiniert werden, wird beim ESP also der aktuelle hydrologische Zustand berücksichtigt. Die ESP-Methode eignet sich neben Sensitivitätsbetrachtungen auch als operationelle Vorhersagemethode und wird z.B. in den USA (PAGANO et al. 2014) auch als solche eingesetzt. Beim revESP werden nicht die hydrometeorologischen Antriebsdaten einem Resampling unterzogen sondern die hydrologischen Anfangsbedingungen. Dies bedeutet, dass eine revESP-Prognose z.B. für den 1. Januar 2015 auf sämtlichen 1. Januar-Anfangsbedingungen des hydrologischen Modells der berücksichtigten Historie basiert und mit der (einen) gemessenen Meteorologie des entsprechenden Jahres angetrieben wird. Beim revESP handelt es sich somit um eine reine Sensitivitätsbetrachtung, da die meteorologischen Variablen im „Vorhersagezeitraum“ als bekannt vorausgesetzt werden. Zum Vorhersagebeginn entspricht das revESP der Abfluss-Klimatologie und gewinnt über den Vorhersagezeitraum durch die realen meteorologischen Antriebsdaten an Vorhersagegüte. ESP und revESP symbolisieren somit die beiden Endpunkte der Vorhersagbarkeit: keine Vorhersageinformation (bezogen auf die Klimatologie) aus den hydrologischen Anfangsbedingungen (revESP) bzw. aus den hydrometeorologischen Antriebsdaten (ESP). Abbildung 1 stellt für die Pegel Kaub / Rhein (links) und Barby / Elbe (rechts) das Verhältnis des mittleren quadratischen Fehlers (Ratio MSE) von ESP und revESP jeweils bezogen auf die simulierte Klimatologie für ausgewählte Initialisierungszeitpunkte einander gegenüber (Zielgröße: mittlerer Monatsabfluss, Zeitraum: 1951–2006).

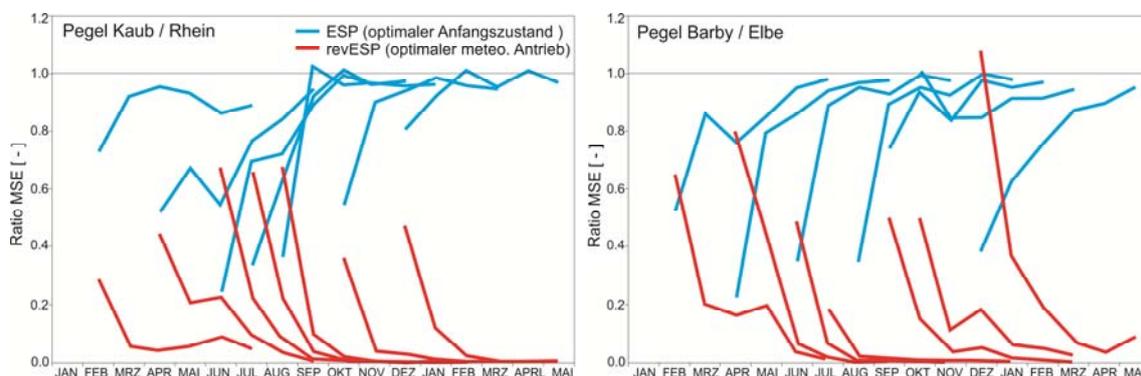


Abb. 1: Verhältnis des mittleren quadratischen Fehlers (Ratio MSE) zwischen ESP- und revESP-Vorhersagen (Vorhersagezeitraum: 6 Monate, Zielgröße: mittlerer Monatsabfluss) bezogen auf die klimatologische Referenzvorhersage für 7 ausgewählte Vorhersagezeitpunkte an den Pegeln Kaub / Rhein (links) und Barby / Elbe (rechts).

Als hydrologisches Modell wurde die LARSIM Mitteleuropa-Variante der BfG (WOLFSCHUMANN et al. 2013) in Kombination mit den HYRAS-Daten (RAUTHE et al. 2013) eingesetzt. Eine perfekte Vorhersage zeichnet sich durch einen Ratio MSE-Wert nahe Null aus, während ein Wert von Eins aussagt, dass die Vorhersagegüte der Klimatologie entspricht. Wie oben erläutert, sind die ESP-Vorhersagen zum Vorhersagebeginn perfekt und verlieren über die Zeit an Güte. Die revESP-Prognosen entsprechen zu Vorhersagebeginn der Klimatologie (Ratio MSE = 1) und nähern sich über den Prognosezeitraum einem Wert von Null an, da die gemessene Meteorologie sukzessive an Dominanz gewinnt. Die Auswertungen zeigen, dass zwar die hydrologischen Anfangsbedingungen eine wichtige Quelle der Vorhersagbarkeit auch auf saisonalen Zeitskalen an den Bundeswasserstraßen darstellen, ihr Einfluss jedoch selten länger als ein bis zwei Monate über den meteorologischen Antrieb dominiert. Dies gilt generell auch für die hier nicht dargestellten Pegel an den Wasserstraßen Donau, Oder und Weser. Darüber hinaus spiegeln sich die Unterschiede im Abflussregime an beiden Pegeln in den Ergebnissen wieder, insbesondere bedingt durch den unterschiedlichen Einfluss von Schneeschmelze/-akkumulation im Jahresverlauf.

3. Aufbau und Validierung saisonaler Vorhersagemethoden

Die BfG hat unterschiedliche methodische Ansätze zu saisonalen Abfluss- und Wasserstandsprognosen untersucht, um diese systematisch hinsichtlich ihrer Vor- und Nachteile (Datenbedarf, Berechnungszeiten, Modellbedarf, Vorhersagegüte etc.) für den konkreten Anwendungszweck analysieren zu können. Die untersuchten Vorhersagevarianten stellt Abbildung 2 schematisch dar.

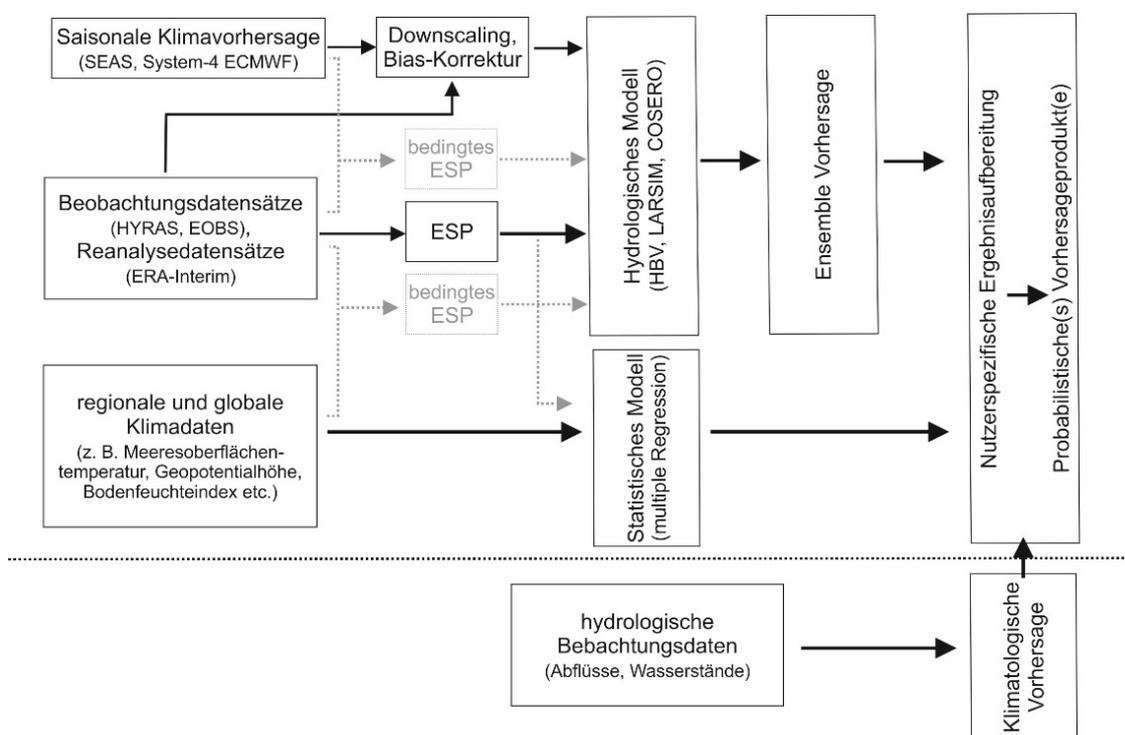


Abb. 2: Schematische Darstellung der untersuchten Methoden zur saisonalen Vorhersage für schifffahrtsrelevante Pegel an den Bundeswasserstraßen

Die im unteren Bereich ebenfalls aufgeführte klimatologische Vorhersage stellt einen wichtigen Bezug sowohl für die (wissenschaftliche) Bewertung der Vorhersagegüte sowie auch für die Einordnung alternativer Vorhersagen durch den Praktiker dar. Neben der bereits in Abschnitt 2 erläuterten ESP-Methode wurden zwei weitere Ansätze, die in den folgenden Kapiteln näher erläutert werden, untersucht.

3.1 Kopplung hydrologischer Modelle mit saisonalen Klimavorhersagen

Die neben dem ESP zweite Vorhersagevariante nutzt anstelle historischer Niederschlags-/Temperaturdaten saisonale Klimaprognosen als hydrometeorologischen Antriebsdaten. Verwendet wurden in diesen Untersuchungen die Prognosen des ECMWF-Vorhersagesystems 4 (MOLTENI et al. 2011). Diese Vorhersagekette (Abbildung 2, oben) aus meteorologischen/klimatologischen und hydrologischen Modellen entspricht weitestgehend der Kurz- und Mittelfristvorhersage, wobei zusätzliche Verarbeitungsschritte der klimatologischen Vorhersagen erforderlich werden. Saisonale Klimaprognosen sind räumlich deutlich gröber aufgelöst als die klassischen Wettervorhersagen, so dass ein adäquates Herunterskalieren auf die räumlichen Einheiten des hydrologischen Modells erforderlich ist. Zudem besitzen die meteorologischen Modelle auf der saisonalen Zeitskala einen systematischen Fehler gegenüber der gemessenen Klimatologie, den es ebenfalls zu korrigieren gibt, bevor das hydrologische Modell gestartet wird. Erste Vergleiche haben dabei gezeigt, dass vergleichsweise einfache Ansätze bereits gute und robuste Ergebnisse liefern, so dass zur Generierung der im Folgenden für das Rheingebiet gezeigten Ergebnisse die saisonalen ECMWF-Prognosen entfernungsabhängig mit einem konstantem Höhengradienten (Temperatur) bzw. mittels Thiessen Polygonen (Niederschlag) auf die Teileinzugsgebiete des hydrologischen HBV-Modells (BERGSTRÖM 1995) interpoliert und mittels monatsweiser linearer Skalierung auf den meteorologischen Referenzbeobachtungsdatensatz CHR-Obs Interim (Niederschlag, Temperatur) des hydrologischen Modells korrigiert wurden. Abbildung 3 stellt die Vorhersagegüte für die ESP-Methode (links) und unter Verwendung der saisonalen meteorologischen Vorhersagen des ECMWF-System 4 (rechts) in Form einer farbig kodierten Matrix gegenüber. Ausgewertet wurde der mittlere Monatsabfluss am Pegel Kaub / Rhein (Abbildung 3 oben) sowie am Moselpegel Trier (Abbildung 3 unten) über den Zeitraum 1981–2014. Die Skalierung bezieht sich auf den in Abschnitt 2 eingeführten Ratio MSE, so dass ein dunkler Blauton (Ratio MSE nahe Null) eine größere Vorhersagbarkeit gegenüber der klimatologischen Vorhersage signalisiert als eine helle Einfärbung (Ratio MSE nahe eins). Grundsätzlich ist für beide Vorhersagemethoden und Pegel deutlich erkennbar, dass nach dem 1. Vorhersagemonat die Vorhersagegüte deutlich abnimmt. Dies geschieht jahreszeitlich in unterschiedlichem Maß. Beim ESP am Pegel Kaub deutet sich für die Vorhersagemonate März bis Mai die größte Vorhersagbarkeit von bis zu 3 Monaten an. Im Fall der ECMWF-Variante erscheint die größte Prognoselänge hier ebenfalls in diesem Zeitraum zu liegen sowie im Januar. Im Vergleich zwischen beiden Pegeln wird insbesondere die beschränkte Vorhersagbarkeit am niederschlagsdominierten Pegel Trier mit der ESP-Methodik deutlich, wenn auch das zeitliche Muster ähnlich zum Pegel Kaub ausfällt. Insgesamt wird erkennbar, dass die Einbeziehung der ECMWF-Prognosen eine Steigerung der Vorhersagegüte bewirkt. In den für die Rheinschifffahrt besonders kritischen, da typischer Weise durch Niedrigwasser gekennzeichneten Monaten August bis November, zeigen beide Verfahren jedoch primär für den ersten Vorhersagemonat eine signifikant größere Vorhersagbarkeit als die klimatologische Vorhersage.

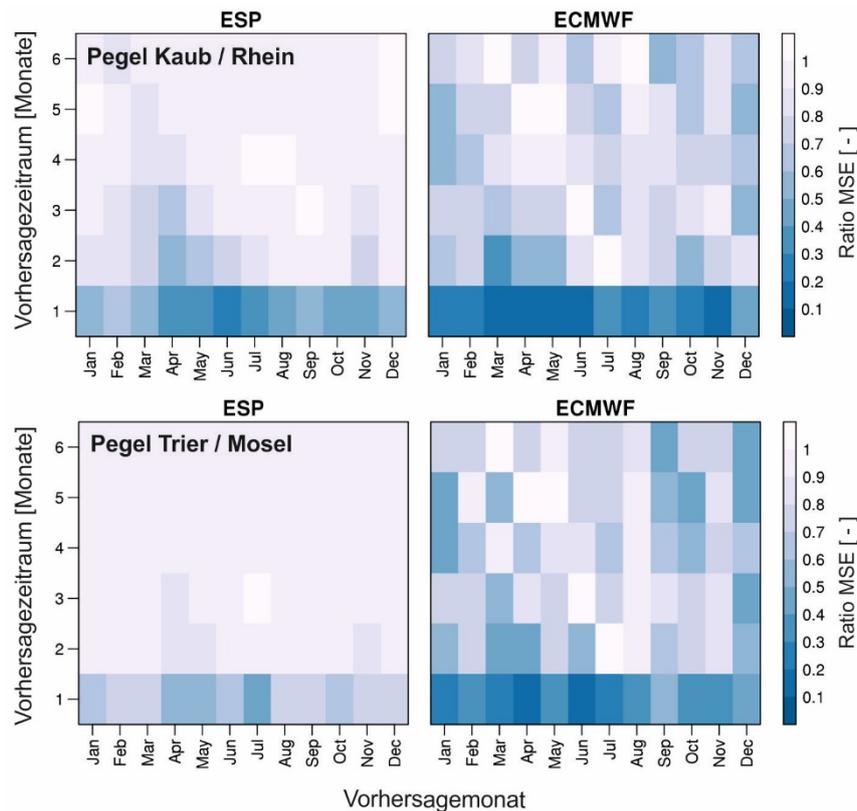


Abb. 3: Verhältnis des mittleren quadratischen Fehlers zwischen den ESP-Vorhersagen (links) und der auf dem ECMWF-System 4 basierten Prognosen (rechts) bezogen auf die klimatologische Referenzvorhersage am Rheinpegel Kaub (oben) und am Moselpegel Trier (unten).

3.2 Statistische Vorhersagemodelle auf Basis stabiler Telekonnektionen

Als dritter methodischer Ansatz wurde in Zusammenarbeit mit dem Alfred-Wegener-Institut eine rein statistische Methode weiterentwickelt und angewendet, die ohne hydrologisches Modell und Klimavorhersagen auskommt und sich stattdessen auf sog. Telekonnektionen, also die Korrelation von Wettervorgängen in mitunter weit voneinander entfernten Regionen, stützt. In dem Wissen, dass klassische Klima-Indizes (wie z.B. North Atlantic Oscillation Index NAO) und der lokale Abfluss mitteleuropäischer Flüsse häufig nur schwach und über lange Zeiträume variable korreliert sind, basiert der hier verfolgte Ansatz nicht auf großskaligen atmosphärischen Zirkulationsmustern sondern nutzt unmittelbar operationell verfügbare globale und regionale Klimadaten. In einem ersten Schritt werden weltweit Regionen mit stabilen Korrelationen zwischen einer Vielzahl an Klimadaten (Meeresoberflächentemperaturen, Geopotentialhöhen, Bodenfeuchteindizes, Gebietsniederschlägen etc.) und der Zielgröße über sog. „Stability Maps“ identifiziert (IONITA et al. 2008, IONITA et al. 2012). Hierzu werden die Klimadaten der dem Vorhersagezeitpunkt vorausgehenden Monate in einem gleitenden Fenster von 31 Jahren korreliert, wobei als Stabilitätskriterium ein Signifikanzniveau von 90 % bzw. 80 % gefordert ist. Abbildung 4 veranschaulicht dieses Prozedere, wobei Regionen mit einer stabilen positiven Korrelation rot bzw. orange und solche mit einer stabilen negativen Korrelation blau bzw. violett eingefärbt sind.

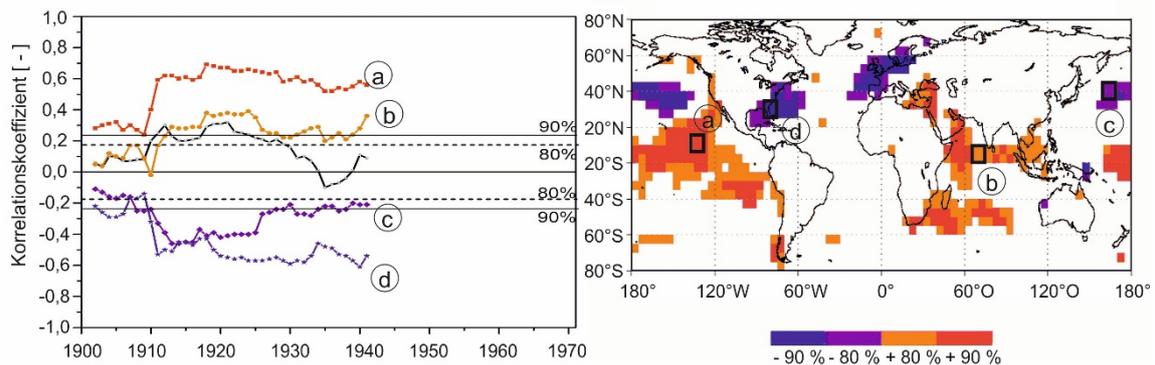


Abb. 4: rechts: Stability Map der Korrelation des mittleren Frühjahrsabflusses (März, April, Mai) am Pegel Neu Darchau / Elbe und der Meeresoberflächentemperatur der vorangegangenen drei Monate; links: zeitlicher Verlauf der gleitenden Korrelation (31-Jahres-Fenster) in der Stability Map markierter Regionen (Zeitraum 1902–1972) (modifiziert nach IONITA et al. 2008).

Die in Abhängigkeit des Vorhersagepegels, der Zielgröße und des Vorhersagezeitpunkts als stabil identifizierten Indizes bilden anschließend die Eingangsgrößen des auf einer multiplen linearen Regression basierenden statistischen Vorhersagemodells. Auch wenn hydrometeorologische Prozesse auf kurzen Zeitskalen hochgradig nichtlinearer Natur sind, nimmt mit zunehmender Länge des betrachteten Zeitraums der Grad der Linearität zu, weshalb die Wahl eines linearen Ansatzes gerechtfertigt erscheint. Die Selektion der jeweils relevanten Variablen erfolgt mittels schrittweiser Rückwärtselimination, wobei das Akaike Information Criterion und die Fehlervarianz verwendet werden (IONITA et al. 2008). Abbildung 5 stellt die Ergebnisse des statistischen Modells am Beispiel des mittleren August-Abflusses und des über drei Monate (Juni, Juli, August) gemittelten Abflusses im Zeitraum 1950–2015 am Pegel Kaub dar.

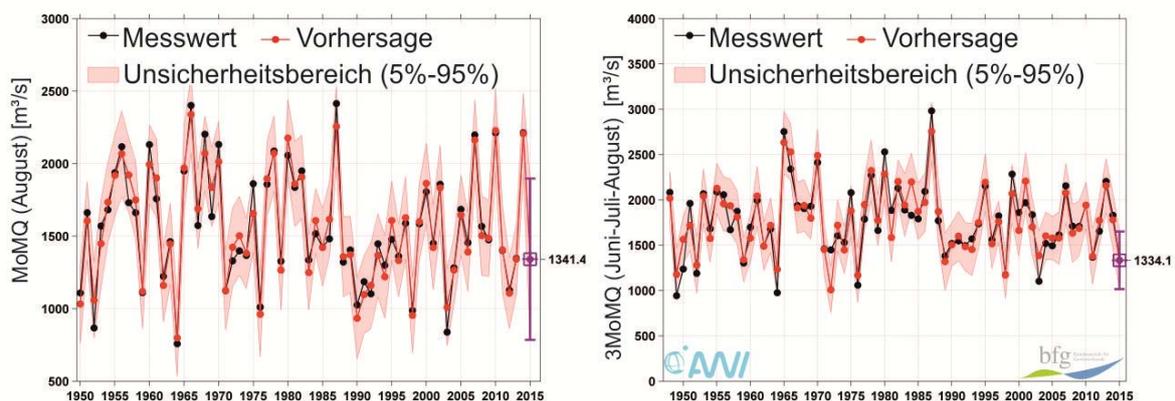


Abb. 5: Vergleich des mittels linearer Regression vorhergesagten mittleren Abflusses für den Monat August (links) und des Dreimonatsmittels Juni-Juli-August (rechts) am Rheinpegel Kaub im Zeitraum 1950–2015 einschließlich Darstellung des Unsicherheitsbereichs.

Deutlich erkennbar wird die gute bis sehr gute Anpassung des Verfahrens anhand der Korrelationskoeffizienten von 0,95 (Monatsprognose) bzw. 0,93 (Dreimonatsprognose). Insbesondere

dere auch in extremeren Niedrigwassersituationen sind die Ergebnisse als ausgesprochen gut zu bezeichnen, nur im Jahr 2003 zeigen sich etwas größere Überschätzungen der realen Verhältnisse.

3.3 Vorhersageergebnisse für das Jahr 2015

Das vergangene Jahr 2015 stellt einen sehr guten Validierungszeitraum für die saisonale verkehrsbezogene Vorhersage dar, waren doch sämtliche frei fließenden Wasserstraßen in der zweiten Jahreshälfte von einer außergewöhnlich langen, mehrmonatige Niedrigwasserphase betroffen. Vor diesem Hintergrund stellt Tabelle 1 die Messwerte des Jahres 2015 einerseits in den Kontext der Klimatologie und zum anderen den saisonalen Vorhersagen gegenüber. Letztere basieren auf dem Regressionsansatz (siehe Abschnitt 3.2) sowie auf den saisonalen Prognosen des ECMWF-Systems 4, die das hydrologische Modell HBV der BfG für das Rheingebiet antreiben (siehe Abschnitt 3.1). Als Zielgrößen wurde anstelle des in wissenschaftlichen Publikationen überwiegend verwendeten Abflussmittelwerts der zur Charakterisierung von Niedrigwassersituationen aussagekräftigere niedrigste Abflussmittelwert von sieben aufeinanderfolgenden Tagen innerhalb eines Monats (Mo MN7Q) gewählt. Der MN7Q als etablierte Niedrigwasserkenngroße ist ein guter und sensibler Indikator für die Intensität von Niedrigwasserphasen, da kleine MN7Q die Einbettung in eine längere relative Trockenzeit voraussetzen. Zugleich besitzt der MN7Q den Vorteil, dass er weniger anfällig auf kurzfristige Schwankungen und/oder Messfehler reagiert als der kleinste Tagesmittelwert und sich auch als robustere Zielgröße der Vorhersage gezeigt hat.

Tab. 1: Gegenüberstellung der monatlichen MN7Q-Werte im Jahr 2015 mit der Klimatologie (1931 – 2014) und Vorhersagen basierend auf dem Regressionsansatz („MLR“) sowie der modellgetriebenen Methode unter Nutzung saisonaler Klimaprognosen („ECMWF“)

	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Klimatologie												
90 %- Perz.	1838	1940	1822	2016	2114	2272	2102	1785	1494	1401	1620	1661
Median	1137	1256	1229	1402	1464	1599	1502	1259	1137	976	984	1002
10 %-Perz.	686	760	857	942	1036	1138	1050	917	777	687	671	685
MoMN ₇ Q 2015	1907	1311	1367	1484	1676	1531	1042	866	764	735	675	819
Vorhersage MLR	1556	1350	1529	1600	1421	1602	1141	760	501	614	662	625
prozentuale Differenz	-18	3	12	8	-15	5	10	-12	-34	-17	-2	-24
Vorhersage ECMWF	1178	1068	1144	1294	1878	1391	1054	859				
prozentuale Differenz	-38	-19	-16	-13	12	-9	1	-1				

In Tabelle 1 wird erkennbar, dass der MN7Q im Januar noch sehr hoch, für die darauffolgenden Monate im Bereich des langjährigen Median und für die Monate Juli bis Dezember deutlich unterdurchschnittlich ausgefallen ist (im Bereich des 10 % - Perzentils). Die beiden Vari-

anten der Monatsvorhersage zeigen eine gute, für einzelne Monate sehr gute Prognosegüte. Die hydrologisch-klimatologische Modellkette („Vorhersage ECMWF“) zeigt insbesondere für die Monate Juli und August eine nahezu perfekte Vorhersage des MN7Q. Nachberechnungen der Monate September bis Dezember stehen noch aus. Die statische Methode („Vorhersage MLR“) zeigt für Februar, Juni und November sehr gute, aber auch für die übrigen Monate gute Ergebnisse. Lediglich im September, in dem eine niederschlagsreiche Witterung zu einer leichten Entspannung der Niedrigwassersituation im Rheingebiet führte, unterschätzt die Vorhersage den tatsächlich eingetretenen MN7Q deutlicher. Die überdurchschnittlichen Januarabflüsse wurden von beiden Methoden unterschätzt.

Das Jahr 2015 ist ein gutes Beispiel, um den Mehrwert saisonaler Vorhersagen mit dem Fokus auf die Binnenschifffahrt zu demonstrieren. Ohne neue Extremwerte hervorgebracht zu haben, gab es nicht unerhebliche wirtschaftliche Auswirkungen auf den wasserstraßengebundenen Transportsektor. Hinzu kommt, dass die deutlichen Abweichungen vom klimatologischen Mittel in der zweiten Jahreshälfte den Vorteil gegenüber einer klimatologischen Vorhersage besonders anschaulich werden lassen.

4. Ausblick

Bis dato wurden die in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen saisonalen Vorhersagemethoden ausschließlich getrennt betrachtet. Aktuelle Arbeiten der BfG befassen sich jedoch verstärkt mit der gezielten Kombination der Einzelmethoden (sog. hybride Ansätze). Welche Kombinationsmöglichkeiten derzeit verfolgt werden, ist in Abbildung 2 durch die grau gestrichelt dargestellten Verbindungspfeile angedeutet: Die Einbeziehung globaler Klimadaten / Zirkulationsmuster oder der saisonalen Klimavorhersagen in die ESP-Methode versucht, das vollständige klimatologische Ensemble, das beim klassischen ESP das initialisierte hydrologische Modell antreibt, gezielt einzuengen bzw. zu schärfen. Bei dem daraus entstehenden sog. bedingten-ESP werden zur jeweils aktuellen Situation ähnliche Zustände der Vergangenheit selektiert bzw. im Ensemble stärker gewichtet, wobei die Identifikation dieser „Ähnlichkeiten“ sowohl auf Grund der saisonalen Klimavorhersagen oder der globalen Klimamessdaten/Zirkulationsmuster erfolgen kann. Eine weitere Kombinationsmöglichkeit, die konkret verfolgt wird, ist die Einbeziehung der ESP-Prognosen (z.B. in Form des Ensemble-Median) als zusätzlicher Prädiktor in das statistische Regressionsmodell. Denkbar wäre es nicht zuletzt, die Ergebnisse der drei Einzelmethoden mit Methoden des statistischen Postprozessierung (z.B. Bayesian Model Averaging) zu kombinieren.

Zusätzliche Beiträge zu den genannten Arbeiten sind aus dem EU-geförderten Horizont-2020 Projekt IMPREX (IMproving PRedictions and management of hydrological EXtremes, www.imprex.eu) zu erwarten, bei dem sich die BfG als einer von 23 Projektpartner aus 9 europäischen Staaten gezielt in die Überführung verbesserter meteorologischer Mittel- und Langfristvorhersagen in hydrologische Vorhersageprodukte mit dem Fokus auf den „nassen“ Transportsektor einbringen wird.

Literatur

- BERGSTRÖM, S. (1995): The HBV model. In: V. P. Singh, (Ed.): Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications, Colorado, USA. 443–476
- IONITA, M., LOHMANN, G. & RIMBU, N. (2008). Prediction of Elbe discharge based on stable teleconnections with winter global temperature and precipitation. *Journal of Climate*, 21, 6215–6226.
- IONITA, M., LOHMANN, G., RIMBU, N. & CHELCEA, S. (2012): Interannual Variability of Rhine River Streamflow and Its Relationship with Large-Scale Anomaly Patterns in Spring and Autumn. *Journal of Hydrometeorologie* 13(1): 172–188.
- KRAHE, P. & RADEMACHER, S. (2008): Vorhersagesysteme in der gewässerkundlichen Beratung. In: Saisonale Vorhersagesysteme in Meteorologie und Hydrologie. BfG-Veranstaltungen 4/2008.
- MEIßNER, D. & RADEMACHER, S. (2010): Die verkehrsbezogene Wasserstandsvorhersage für die Bundeswasserstraße Rhein. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 3(9). 485–491
- MEIßNER, D., KLEIN, B., LISNIAK, D. & PINZINGER, R. (2014): Probabilistische Abfluss- und Wasserstandsvorhersagen - Kommunikationsstrategien und Nutzungspotentiale am Beispiel der Binnenschifffahrt. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* HW 58. 2014, H. 2. DOI: 10.5675/HyWa_2014,2_7.
- MAHANAMA, S., LIVEH, B., KOSTER, R., LETTENMAIER, D. & REICHLER, R. (2012): Soil Moisture, Snow, and Seasonal Streamflow Forecasts in the United States. *Journal of Hydrometeorology* 13(1). 189–203.
- MOLTENI, F., STOCKDALE, T., BALMASEDA, M., BALSAMO, G., BUIZZA, R., FERRANTI, L., MAGNUSSON, L., MOGENSEN, K., PALMER, T. & VITART, F. (2011): The new ECMWF seasonal forecast system (System 4). ECMWF Research Department Technical Memorandum n. 656, Shinfield Park, Reading.
- OLSSON, J., UVO, C.B., FOSTER, K. & YANG, W. (2015): Initial assessment of a multi-model approach to spring flood forecasting in Sweden, *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 12, 6077–6113, doi:10.5194/hessd-12-6077-2015.
- PAGANO, T., WOOD, A., WERNER, K. & TAMA, R. (2014): Western U.S. water supply forecasting: A tradition evolves. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 95 (3), 28–29; DOI: 10.1002/2014EO030007.
- RAUTHE, M., STEINER, H., RIEDIGER, U., MAZURKIEWICZ, A. & GRATZKI, A. (2013): A Central European precipitation climatology – Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). *Meteorologische Zeitschrift* Vol. 22, No. 3, 235–256; DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0436.
- SCHICK, S., RÖSSLER, O. & WEINGARTNER, R. (2015): Saisonale Abflussprognosen für mittelgroße Einzugsgebiete in der Schweiz – Möglichkeiten und Grenzen hydrologischer Persistenz. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* HW 59. 2015, H. 2. DOI: 10.5675/HyWa_2015,2_2.
- WEISENHEIMER, A. & PALMER, T.N. (2014): On the reliability of seasonal climate forecasts. *Journal of the Royal Society* 11 (96), 1–10, DOI: 10.1098/rsif.2013.1162.

- WOLF-SCHUMANN, U., LINGEMANN, I., HUNGER, M., BUCHHOLZ, O., DORP, M., ELPERS, C., HELLBACH, C., KLEIN, B., KRAHE, P., KRAUTER, G., RICHTER, K. & VOLLMER, S. (2013): LARSIM-ME: Aufbau eines Wasserhaushaltsmodells Mitteleuropa. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 33.13, ISBN: 978-3-944328-02-7.
- WOOD, A.W., MAURER, E.P., KUMAR, A. & LETTENMAIER, D.P. (2002): Long-range experimental hydrologic forecasting for the eastern United States. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 107(D20).
- WOOD, A.W. & LETTENMAIER, D.P. (2008): An ensemble approach for attribution of hydrologic prediction uncertainty. Geophysical Research Letters, 35, L14401.

Synthese von Praxiserfahrung und Modelloptimierung als Grundlage eines verbesserten Talsperrenbetriebes

Alexander Rötz, Christian Bouillon, Stephan Theobald, Jochen Hohenrainer und
Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach

Zusammenfassung

Die Bewirtschaftung von Talsperren mit vielfältigen Nutzungen stellt im ereignisbezogenen Echtzeitbetrieb eine besondere Herausforderung dar. Um in Abhängigkeit der äußeren Einflussfaktoren eine vorausschauende Planbarkeit zu gewährleisten und in der Praxis eine optimale Betriebsweise festzulegen, sind möglichst gute Abflussvorhersagen sowie fundierte Kenntnisse zur hydraulischen Wirkung von Abgabestrategien erforderlich. In der vorliegenden Untersuchung wird ein auf freien Software-Produkten aufbauendes simulationsbasiertes Entscheidungshilfswerkzeug vorgestellt, welches den Anwender bei der Festlegung einer bedarfsgerechten Talsperrenabgabe unterstützt. Die Anwendung wird an dem Talsperren- und Fließgewässersystem der Edertalsperre dargelegt. Es zeigt sich, dass die Verknüpfung von Praxiserfahrung und simulationsbasierter Modelloptimierung den täglichen Entscheidungsprozess zur Wahl einer bestmöglichen Betriebsstrategie effizient unterstützen kann.

1. Einleitung

Talsperren schaffen mit ihrer Speicherfunktion einen Ausgleich zwischen dem schwankenden Wasserdargebot und dem Wasserbedarf, welches zur Erfüllung vielschichtiger Zweckbestimmungen dient. Bei der Echtzeitsteuerung wird dabei gewöhnlich eine Sicherstellung von Zielvorgaben (z.B. Niedrigwasseraufhöhung, Hochwasserschutz), meist für einen Zeithorizont von einigen Tagen, angestrebt, wobei die Talsperrenabgabe kontinuierlich, in z.B. täglichen Abständen, an das beobachtete Systemverhalten angepasst wird. Zur Festlegung einer bedarfsgerechten Abgabemenge sind die aktuelle und insbesondere die prognostizierte wasserwirtschaftliche Situation vom Talsperren- und Fließgewässersystem mit einzubeziehen. Dabei können im laufenden Betrieb individuell zugeschnittene, computergestützte und mit entsprechenden Methoden versehene Entscheidungshilfswerkzeuge einen unterstützenden Beitrag leisten, mögliche Handlungsspielräume in der Bewirtschaftung aufzeigen und abhängig von den äußeren Einflussfaktoren eine vorausschauende Planbarkeit gewährleisten.

Vor diesem Hintergrund wurde in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) ein auf freien Software-Produkten basierendes und operationell zu betreibendes Optimierungsmodell für die Bewirtschaftung der im Bundeseigentum befindlichen Edertalsperre entwickelt, welches die komplexen und vielschichtigen Nutzungsanforderungen und die örtlichen Rahmenbedingungen an den Gewässerabschnitten unterhalb der Talsperre berücksichtigt und an Vorhersagedaten vorgeschalteter hydrologischer Modelle anknüpft. Unter diesen Gesichtspunkten ermittelt das Optimierungsmodell eine im Hinblick auf die Talsperrenbilanz und der Wellenfortpflanzung in den Gewässerabschnitten bestmögliche Talsperrenabgabe für die Folgetage und dient somit für den Betreiber als Entscheidungsunterstützungssystem (engl. Decision Support System, DSS). Zu diesem Zweck werden die gültigen Bewirtschaftungsregeln in mehrere Optimierungsprobleme überführt und auf Grundlage der Methodik einer modellbasierten prädiktiven Regelung in das System eingebettet. Hierfür und zur Quantifizierung der Auswirkungen von Abgabestrategien sind die strömungsrelevanten Vorgänge im Gewässersystem und die Talsperrenbilanzierung unter Berücksichtigung aller Zu- und Abflussinformationen hinreichend genau zu beschreiben.

2. Einzugsgebiet, Bewirtschaftungsaspekte und Eingangsdaten

Die Edertalsperre liegt im nordhessischen Landkreis Waldeck-Frankenberg, etwa 35 km südwestlich von Kassel an einer Engstelle des Edertals nahe dem Ortsteil Hemfurth-Edersee der Gemeinde Edertal (s. Abbildung 1). Der Stausee ist bei Vollstauverhältnissen mit max. 199,3 Mio. m³ Inhalt und einer Stauseefläche von ca. 11 km² der volumen- und flächenmäßig drittgrößte Stausee Deutschlands (HEIMERL et al. 2013). Heute gehört die Edertalsperre neben der Diemeltalsperre zu den einzigen von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes betriebenen Talsperren. Die Bewirtschaftung der Edertalsperre ist gekennzeichnet durch unterschiedliche ihr zugewiesener Zweckbestimmungen und teilweise konkurrierenden Nutzungsinteressen. Neben der saisonalen Niedrigwasseraufhöhung und Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse an der Oberweser ab dem Zielpegel Hann. Münden (ca. 90 km unterhalb der Talsperre, ab Zusammenfluss von Fulda und Werra), dient sie dem Hochwasserschutz sowie der Energieerzeugung aus Wasserkraft. Im Laufe der Zeit sind weitere Nutzungen, wie Tourismus, Freizeit- und Naherholung sowie Binnenfischerei hinzugekommen, die bei der Bewirtschaftung der Talsperre Berücksichtigung finden.

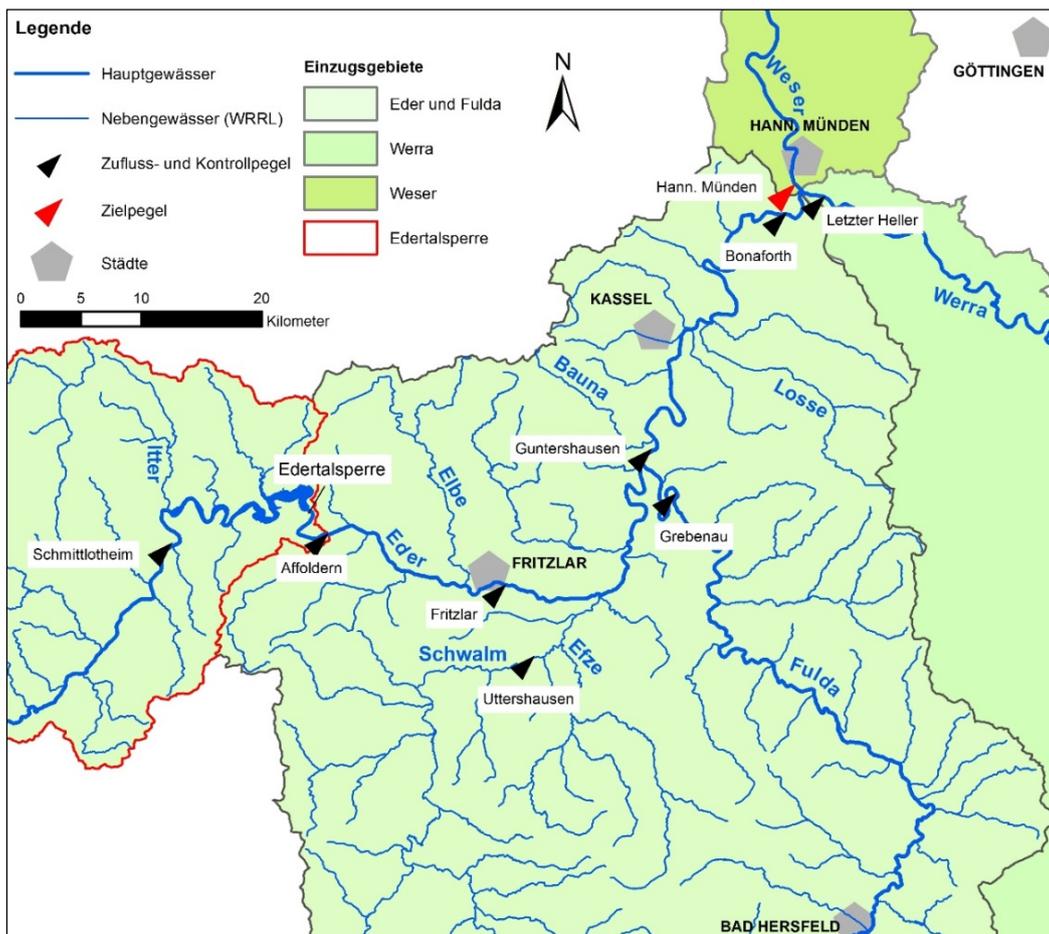


Abb. 1: Darstellung des Untersuchungsgebietes vom Talsperren- und Fließgewässersystem der Edertalsperre sowie Lage der für die Bewirtschaftung relevanten Zulaufpegel, Kontrollpegel innerhalb der Gewässerstrecke und Zielpegel.

Für die Bewirtschaftung der Edertalsperre und dem Betrieb des Optimierungsmodells stehen Daten als Stundenwertzeitreihen zur Verfügung, welche der in Abbildung 2 dargelegten Modellkette vorgeschalteter hydrologischer Modelle entstammen. Die operationellen Eingangsdaten decken sowohl einen ca. dreiwöchigen Beobachtungszeitraum in der Vergangenheit (zur Modellnachführung) als auch einen Vorhersagezeitraum von etwa sieben Tagen ab.

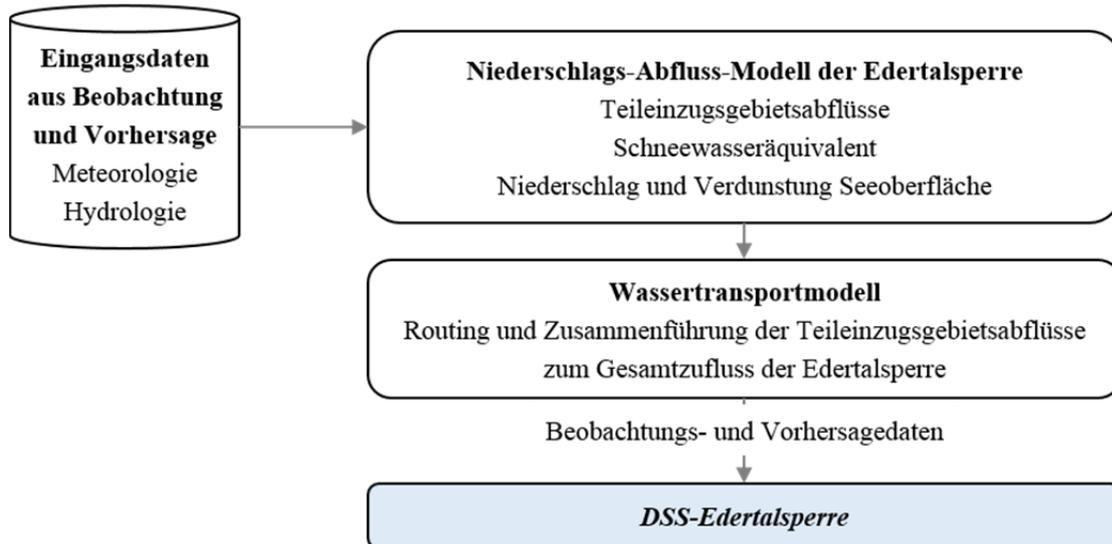


Abb. 2: Modellkette der operationellen Eingangsdaten zum Betrieb des Optimierungsmodells.

Auf Basis von meteorologischen Beobachtungs- und Vorhersagedaten (z.B. Temperatur, Niederschlag) wird das beobachtete und prognostizierte Wasserdargebot sowie das Schneewasseräquivalent für das Einzugsgebiet der Edertalsperre (s. Abbildung 1) simuliert. Für die Simulation der Abflüsse und des Schneewasseräquivalents für die Teileinzugsgebiete einschließlich des Niederschlags auf und der Verdunstung von der Seeoberfläche wird ein konzeptionelles Niederschlag-Abfluss-Modell der BfG eingesetzt. Die ermittelten Gebietsabflüsse werden über ein nachgelagertes Wassertransportmodell verknüpft, das die Überlagerung und Transformation der Wellen in den Gewässerabschnitten bis zur Edertalsperre simuliert. Im Ergebnis folgt daraus der Gesamtzufluss zur Edertalsperre in einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde (CEMUS & RICHTER 2008). Die Zuflussinformationen der Gebietsgänge von Schwalm, Fulda und Werra entstammen den Ergebnissen der operationellen Abfluss- und Wasserstandsvorhersage (BRAHMER 2009) vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG). Darüber hinaus werden die einmündenden und nicht durch Pegelmessstellen erfassten Nebengewässer zu vier Zwischengebietszuflüssen aggregiert und die Zuflussganglinien auf Grundlage von Pegelinformationen benachbarter Einzugsgebiete unter Anwendung von Übertragungsfaktoren regionalisiert.

3. Methodik

3.1 Modellstrategie und Systemkomponenten

Der prinzipielle Aufbau des Optimierungsmodells zur Bewirtschaftung der Edertalsperre ist in Abbildung 3 dargestellt. Neben den Einzelkomponenten und deren gegenseitigen Abhängigkeiten sind die verwendeten Softwareprodukte angegeben. Die programmtechnische Umset-

zung erfolgte danach mit einer Kombination aus frei verfügbaren und damit lizenz- und kostenunabhängigen Free-Software- bzw. Open-Source-Anwendungen (RÖTZ 2015). Dabei wird für die Einzelkomponenten der Modell- und Methodenbank auf das am Delfter Forschungsinstitut Deltares zur Simulation, Steuerung und Optimierung von wasserbaulichen Anlagen entwickelte Programmpaket RTC-Tools (Real-Time Control) zurückgegriffen (DEL-TARES 2015).

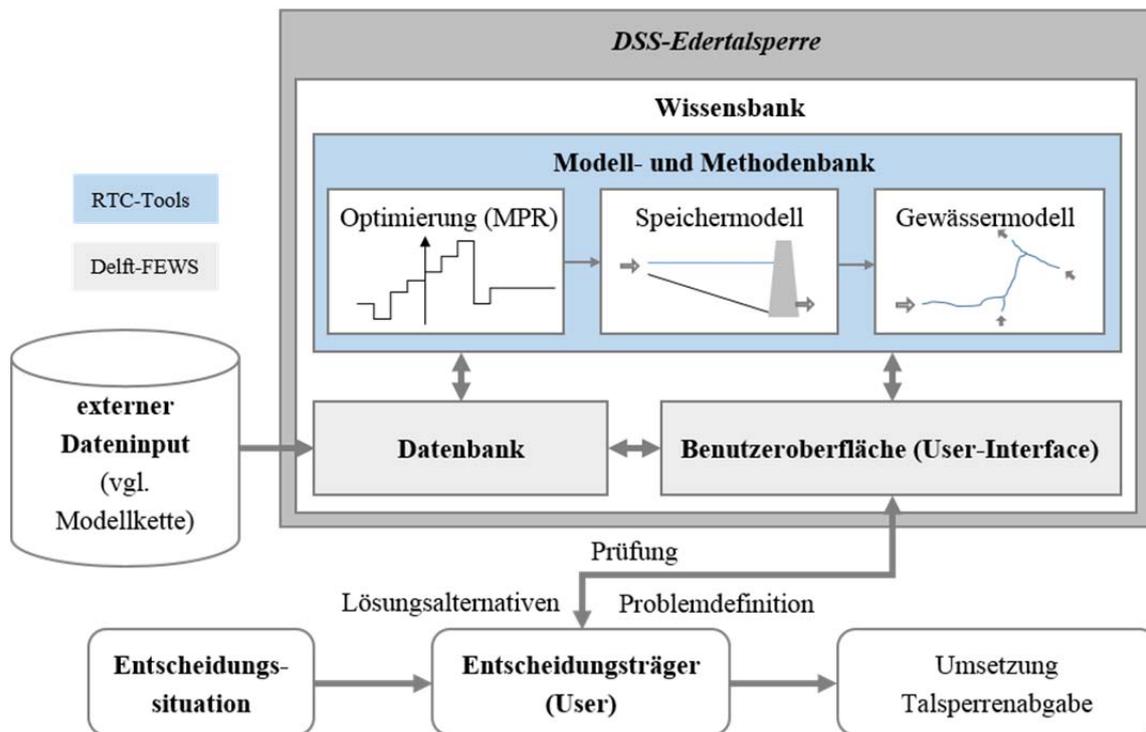


Abb. 3: Aufbau, Systemkomponenten und Softwareanwendungen vom DSS-Edertalsperre.

Die grafische Benutzeroberfläche als Schnittstelle zwischen dem Anwender und dem Optimierungsmodell repräsentiert sich in Form einer operationellen Systemumgebung und wurde mit der – ebenfalls von Deltares entwickelten – Vorhersageumgebung Delft-FEWS (Flood Early Warning System) konzipiert (WERNER et al. 2013). Neben der Ansteuerung der integrierten Modellkomponenten, dient sie dem Daten- und Zeitreihenmanagement sowie der Visualisierung und Analyse von Eingangs- und Ergebnisdaten. Der Datenaustausch zwischen Systemumgebung und den externen Modellkomponenten wird über eine Schnittstellenkonfiguration im Pre- und Postprocessing der jeweiligen Berechnungsoption realisiert.

3.2 Speichermodell

Das über die Speicherinhaltslinie (beckenformabhängige Füllvolumenänderung als Wasserstand-Volumen-Beziehung) der Edertalsperre parametrisierte Speichermodell dient zur Bilanzierung des zukünftigen Talsperrenvolumens. Damit werden dem Anwender im Entscheidungsprozess die betrieblichen Auswirkungen für verschiedene Bewirtschaftungsstrategien in Abhängigkeit vom Talsperrenfüllstand und der Zuflussinformationen dargelegt. Auf Grund-

lage des zum Startzeitpunkt der Simulation beobachteten Talsperrenfüllstandes (Modellinitialisierung), der aus der dargelegten Modellkette prognostizierten Zuflussinformationen zur Talsperre und einer vom Anwender vorgegebenen oder vom Optimierungsmodell ermittelten Talsperrenabgabe wird gemäß der allgemeinen Speichergleichung das zukünftige Füllvolumen ermittelt und über die Speicherinhaltslinie der zu erwartende Wasserstand zurückgegeben. Die Talsperrenabgabe setzt sich dabei aus einem kontrollierten, also steuerbaren und einem für den Hochwasserfall unkontrollierten Abflussanteil, welcher über die Wasserstands-Abfluss-Beziehung der Hochwasserentlastungsanlage parametrisiert ist, zusammen.

3.3 Fließgewässermodell

Einen Schwerpunkt des Optimierungsmodells stellt die hydrodynamische Analyse des Wellenablaufs entlang des Fließgewässersystems unterhalb der Talsperre dar. Mit dem in Abbildung 4 dargestellten Fließgewässermodell erfolgt somit die Berechnung der hydraulischen Größe Abfluss an ausgewählten Gewässerstationen.

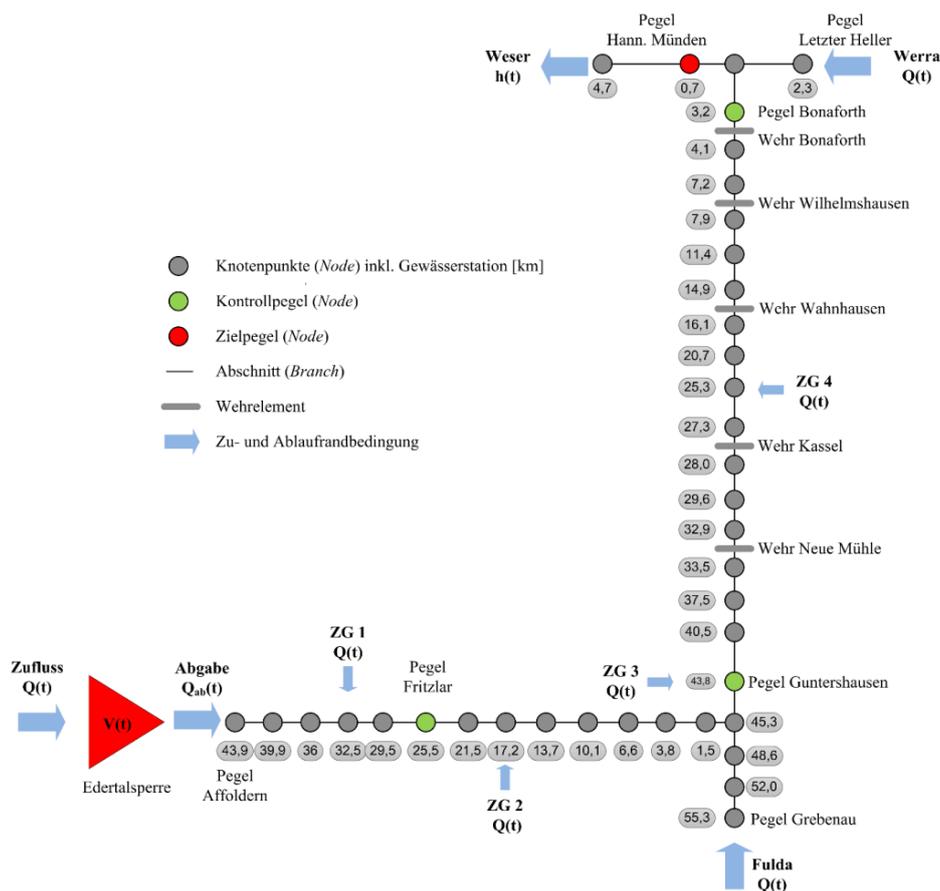


Abb. 4: Knotenplan des Speicher- und Fließgewässermodells mit Angabe der Berechnungselemente (Nodes, Branches, Wehrelemente), Zu- und Ablaufrandbedingungen, Ziel- und Kontrollpegel und Gewässerstation.

Mit der Kopplung von Speicher- und Fließgewässermodell werden die Auswirkungen einer Talsperrenabgabe auf die betrachtete Gewässerstrecke und den für den Betrieb der Edertal-

sperre relevanten Zielpegel in Hann. Münden im Vorhersagezeitraum sichtbar. Folglich sind im Zuge von Szenarienrechnungen die räumlichen und zeitlichen Auswirkungen von verschiedenen Abgabestrategien vergleichend zu bewerten und eine Vorzugslösung zu finden. Eine hinreichend genaue Abbildung der Wellenlaufzeit und des Retentionsvermögens innerhalb der Gewässerstrecke standen neben der Gewährleistung einer hohen Rechenperformance und der damit einhergehenden Eignung für den operationellen Betrieb im Fokus der Modellerstellung. Die Berechnung des Wellenablaufs basiert auf den in RTC-Tools eingebetteten Modellansatz einer diffusiven Welle, welcher sich aus den eindimensionalen Lösungsgleichungen der Massen- und Impulserhaltung ableiten lässt (DELTA RES 2015). Entsprechend der Methodik des hydrologisch-hydraulischen Berechnungsverfahrens wird die rund 106 km lange Gewässerstrecke auf Basis von 38 aneinandergereihten und kaskadenartig angeordneten Speicherelementen (Nodes), 32 Streckenelementen (Branches) und 5 Wehrelemente diskretisiert (s. Abbildung 4). Während Nodes das Retentionsvermögen vom Fließgewässersystem beschreiben und auf Grundlage der Kontinuitätsgleichung die Bilanzierung der Wasservolumina an den Grenzen erfolgt, stellen Branches durch Lösung der dynamischen Impulsgleichung die hydraulische Verbindung zwischen den Nodes her. Die Parametrisierung der Berechnungselemente, also der Zusammenhang zwischen Wasserstand und Speichervolumen für die Nodes sowie die Beziehung zwischen Wasserstand und Wasserspiegelbreite der Branches, ist der Gewässergeometrie entnommen. Die Eignung des Fließgewässersmodells wurde durch Vergleich mit einem 1D-HN-Verfahren und langjährigen Messdaten belegt (RÖTZ 2015).

3.4 Modellbasierte prädiktive Regelung

Das Optimierungsmodul stellt den zentralen Baustein des Optimierungsmodell dar, da es die praktischen Anforderungen und Gegebenheiten zur Bewirtschaftung des komplexen und dynamischen Talsperren- und Fließgewässersystems in besonderer Weise erfüllen sowie dem Anspruch der Entscheidungsunterstützung gerecht werden muss. Das Speicher- und Fließgewässersmodell wird dahingehend erweitert, dass unter der Verwendung der prognostizierten Zuflussinformationen und vom Anwender vorgegebener Ziele eine optimale Talsperrenabgabe im Vorhersagezeitraum ermittelt werden kann. Dieser auf dem simulationsgestützten Prozessmodell basierende iterative Optimierungsansatz wird unter dem Begriff der modellbasierten prädiktiven Regelung (MPR) zusammengefasst. Diese zielt darauf ab, den zukünftig optimalen Systemzustand unter Berücksichtigung von Zielvorgaben durch wiederholte Vorhersagerechnungen auf Basis mathematischer Optimierung zu ermitteln. Dabei wird im laufenden Steuerungsprozess wiederholt das Speicher- und Fließgewässersmodell verwendet, um daraufhin die Wirkungsweise von bedeutsamen Zustandsgrößen des Systems vorherzusagen. Wie in Abbildung 5 prinzipiell dargestellt, werden ausgehend vom Systemzustand zum Vorhersagezeitpunkt T_0 , die Auswirkungen einer zukünftigen Stellgrößenfolge u – sprich Talsperrenabgabe – auf die prognostizierte Regelgröße \hat{y} über einen endlichen Vorhersagehorizont berechnet (Prädiktion). Durch diese vorausschauende Arbeitsweise kann auf zukünftige Abweichungen zur Zielvorgabe (z.B. Zielabfluss, Talsperrenwasserstand) reagiert werden. In diesem Kontext wird unter Verwendung von numerischen Optimierungsalgorithmen die optimale Stellstrategie als eine Folge von Stellgrößenänderungen mit

der rechnerischen Stellschrittweite t_s ermittelt. Dabei werden unter Berücksichtigung von Nebenbedingungen (Mindest- und Maximalabgabe) die über den Vorhersagehorizont auftretenden Differenzen zwischen Modellprädiktion und Zielvorgabe minimiert.

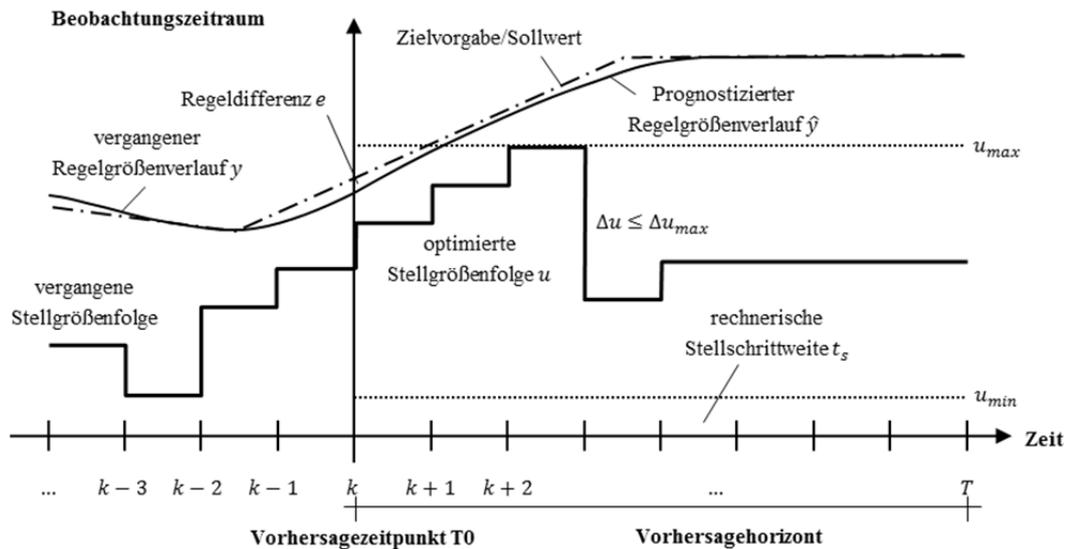


Abb. 5: Grundprinzip der modellbasierten prädiktiven Regelung.

In gewisser Weise kann der Prozessverlauf so verstanden werden, dass der Optimierer systematisch verschiedene Kombinationen von Stellgrößenstrategien durch Simulation „ausprobiert“, bis ein definiertes Abbruchkriterium im Vorhersagezeitraum erreicht ist. Die vom Prozessmodell vorausberechnete Regeldifferenz e wird auf Grundlage von Gütefunktionalen – den sogenannten Kostenfunktionen – bewertet, indem dieser Abweichung eine Bestrafung (Kosten) zugeordnet wird. Diese Funktionen setzen sich aus mehreren auch konträren Einzelzielen zusammen. Damit der Optimierer dennoch der Forderung nach Einhaltung der Einzelziele nachkommen kann, werden die Anteile unterschiedlich stark gewichtet.

4. Ergebnisse

Im Optimierungsmodell werden derzeit die speziellen Anforderungen der Bewirtschaftungsfälle „Schiffahrt“, „Niedrig- und Mittelwasser“ sowie „Hochwasser“ als getrennt formulierte Optimierungsprobleme berücksichtigt. Mit dem in Abbildung 6 dargelegten Fallbeispiel zum Bewirtschaftungsfall „Schiffahrt“ wird die Verwertbarkeit der Ergebnisse dargelegt. Neben den maßgeblichen prognostizierten Zuflussganglinien im Modellgebiet sind die optimierte Talsperrenabgabe, die Zielvorgabe und die simulierte Abflussganglinie am Pegel Hann. Münden sowie der sich aus der Talsperrenbilanzierung ergebene Talsperrenfüllstand aufgetragen. Zusätzlich sind zu diesen Größen die beobachteten Werte vom Vortag angegeben. Das Fallbeispiel zur schiffahrtsbedingten Stützung des Wasserstandes am Weserpegel Hann. Münden zeigt, dass nur mit dem prognostizierten Zufluss von Fulda und Werra der vorgegebene Sollwert am Zielpegel Hann. Münden in Höhe von $Q_{soll} = 176 \text{ m}^3/\text{s}$ (entspricht einem Pegelwasserstand von 245 cm) nicht erreicht werden kann und somit eine zusätzliche Talsperrenabgabe erforderlich ist. Aus den Beobachtungsdaten wird ersichtlich, dass die Talsperrenabgabe bereits am Vortag auf $Q_{ab} = 43,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Initialwert) erhöht wurde, doch

diese Erhöhung aufgrund der langen Wellenlaufzeit noch nicht in Hann. Münden angekommen ist. Der Optimierer erhöht schrittweise die Talsperrenabgabe auf einen Höchstwert von rund $Q_{ab} = 73 \text{ m}^3/\text{s}$. Unter Einhaltung der Nebenbedingung und im Sinne der Wasserersparnis nimmt die Stellgröße im weiteren Verlauf bis auf die Mindestwasserabgabe von $Q_{ab} = Q_{min} = 6 \text{ m}^3/\text{s}$ ab. Ab diesem Zeitpunkt ist eine Optimierung nicht mehr erforderlich, da eine ausreichend hohe Wasserführung vorliegt. Durch die Abgabewelle und den geringen prognostizierten Talsperrenzufluss nimmt der Wasserstand in der Talsperre in den ersten drei Tagen um etwa einen Meter ($\approx 9,7 \text{ Mio. m}^3$) ab.

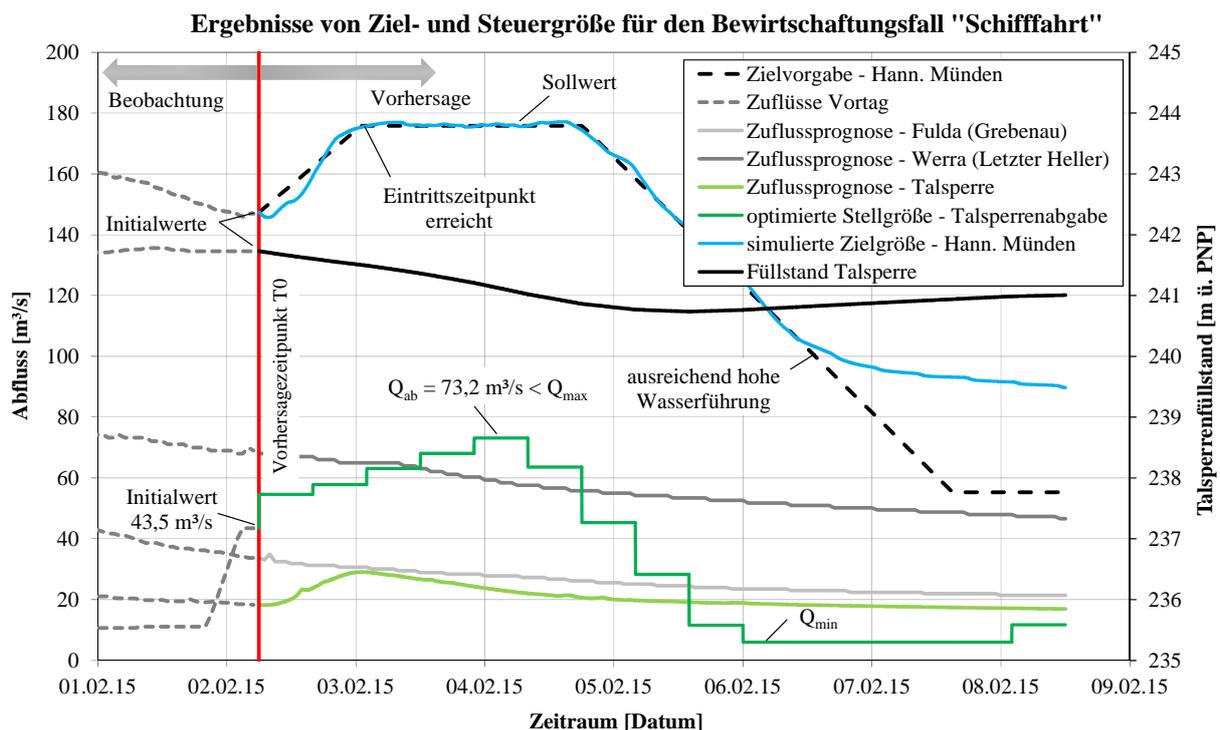


Abb. 6: Ergebnis einer Optimierungsrechnung für den Bewirtschaftungsfall „Schiffahrt“.

Der gewünschte Eintrittszeitpunkt des Wellenscheitels nach rund 20 h wird mit der simulierten Stellgrößenfolge erreicht und die Dauer des geforderten Abflusses am Pegel Hann. Münden kann gehalten werden. Dabei sind im Wellenscheitel nur unwesentliche Überschreitungen von deutlich kleiner als $1 \text{ m}^3/\text{s}$ feststellbar. Das Optimierungsmodell schlägt bereits mit dem ersten Stellschritt eine Erhöhung auf rund $Q_{ab} = 55 \text{ m}^3/\text{s}$ vor, um den Scheitelpunkt der Zielvorgabe zu erreichen. Da sich die Zielvorgabe vom ansteigenden Wellenscheitel zeitlich sehr nah am Vorhersagezeitpunkt T_0 befindet und aufgrund der Wellenlaufzeit eine Systemreaktion erst in etwa 16 h zu erwarten ist, kann der Optimierer in den ersten Zeitschritten den Wellenanstieg nicht wie vorgegeben abbilden (RÖTZ 2015). Der Anwender sollte, wie vom Optimierer vorgeschlagen, eine sofortige Erhöhung der Talsperrenabgabe veranlassen, damit die Schiffahrt noch sicher bis zum anvisierten Zeitpunkt gestützt werden kann. Ergänzend dazu können die Ergebnisse vom Anwender durch individuelle Abgabeberechnungen verifiziert und anschließend in eine umzusetzende Steuerungsentscheidung überführt werden.

Für einen Bewirtschaftungsfall „Hochwasser“ sind in Abbildung 7 die mit dem Optimierungsmodell erzielten Ergebnisse einer angenommenen Hochwassersituation dargestellt. Dabei soll zum Schutz der Unterlieger der vorgegebene Abfluss von $Q = 522 \text{ m}^3/\text{s}$ am Zielpegel Hann. Münden ($\pm 470 \text{ cm}$, Meldestufe II) möglichst nicht überschritten werden. Zur Reduktion des Wellenscheitels wird in den ersten 1,5 Tagen ein Talsperreneinstau in Höhe von 19 cm ($\pm 2,01 \text{ Mio. m}^3$) auf einen Füllstand von $244,89 \text{ m ü. PNP}$ vollzogen. Das Optimierungsmodell schlägt hierzu eine Drosselung der Talsperrenabgabe bis auf Höhe der Mindestabgabe von $Q_{\text{ab}} = 6 \text{ m}^3/\text{s}$ vor. Im Entscheidungsprozess sollte der Anwender nach Prüfung der Ergebnisse und aufgrund der zu erwartenden Gebietszuflüsse die zum Vorhersagezeitpunkt T_0 bestehende Talsperrenabgabe von $Q_{\text{ab}} = 7,5 \text{ m}^3/\text{s}$ beibehalten und nicht auf die vom Optimierer vorgeschlagene Abgabeerhöhung auf $Q_{\text{ab}} = 22 \text{ m}^3/\text{s}$ im ersten Stellschritt reagieren.

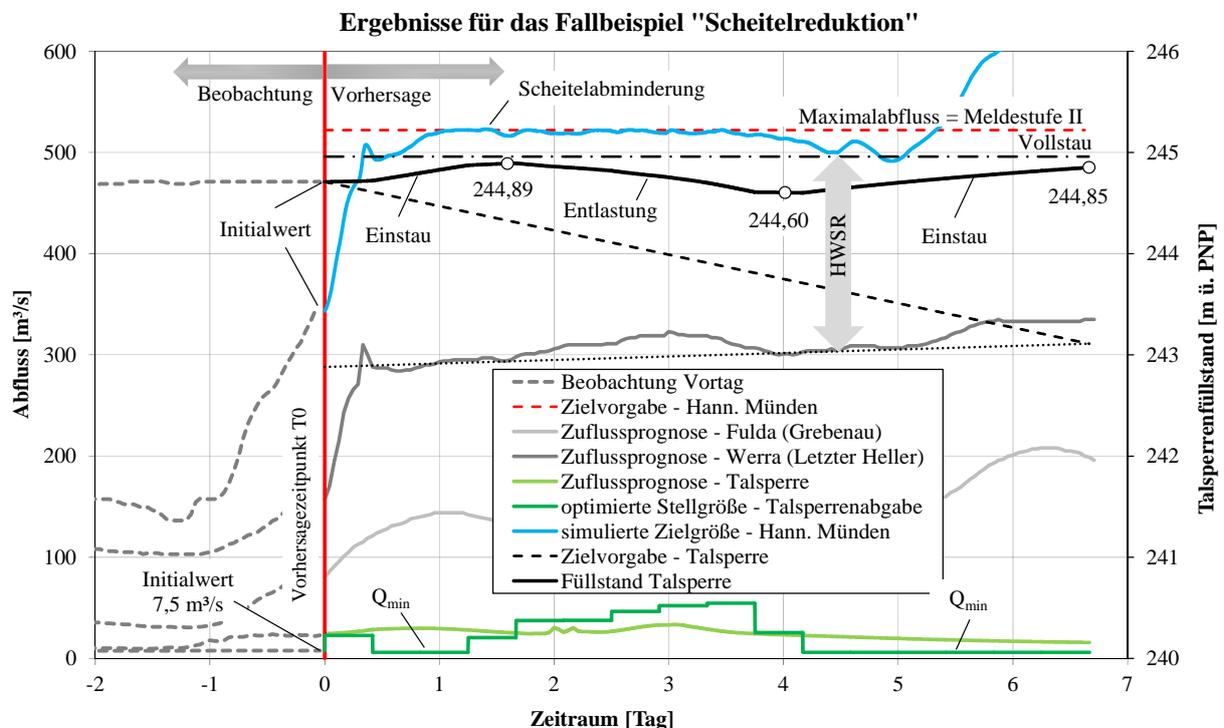


Abb. 7: Ergebnis einer Optimierungsrechnung zur Reduktion des Wellenscheitels.

Im weiteren Verlauf wird die simulierte Stellgrößenfolge schrittweise auf rund $Q_{\text{ab}} = 54,5 \text{ m}^3/\text{s}$ soweit maximiert, dass unter Einhaltung der Zielvorgabe in Hann. Münden der Hochwasser-schutzraum (HWSR) der Talsperre um ca. 30 cm entlastet wird. Mit der zwischenzeitlichen Entlastung wird das Ziel verfolgt Rückhalteraum zu schaffen, um die Talsperrenabgabe anschließend bis auf Höhe der Mindestabgabe zu reduzieren. Am Ende des Vorhersagezeitraumes wird die Meldestufe II dennoch überschritten, da von einem erneuten Anstieg der Modellzuflüsse von Fulda und Werra ausgegangen wird. Der Optimierer hat daraufhin keinen Einfluss auf die Scheitelreduktion, da das Abgabeminimum der Talsperre bereits erreicht ist.

5. Schlussfolgerungen

Im Rahmen einer umfassenden und intensiv begleiteten Testphase beim Wasser- und Schifffahrtsamt Hann. Münden sowie bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde wurde die praktische Anwendbarkeit des entwickelten Optimierungsmodells für die Bewirtschaftung der Edertalsperre durch vielfache Abgaberechnungen belegt. Das Modellsystem zeichnet sich durch eine einfache Handhabung, hohe Programmstabilität, schnelle Rechenzeiten und hoher Modellgenauigkeit aus. Bei der Anwendung ist stets zu berücksichtigen, dass die Belastbarkeit der simulierten Steuer- und Zielgrößen primär von der Genauigkeit bzw. Eintrittswahrscheinlichkeit der Vorhersage abhängig ist. So gilt die generelle Aussage, dass die Unsicherheiten mit länger andauerndem Vorhersagezeitraum zunehmen. Diesem Umstand kann im Praxisbetrieb Rechnung getragen werden, indem das Optimierungsmodell täglich oder im Hochwasserfall auch mehrmals täglich angewendet wird. Dadurch findet ein fortlaufender Abgleich zwischen beobachteten und simulierten Zustandsgrößen statt und der Anwender kann frühzeitig auf unerwartete Abweichungen reagieren.

Mit dem Optimierungsmodell wird eine Synthese von Praxiserfahrung und simulationsbasierter Modelloptimierung vollzogen. Der Entwicklungsprozess, die praxisnahen Anwendungen und der Testwirktbetrieb haben gezeigt, dass die komplexe Bewirtschaftung effizient abgebildet wird und das Modellsystem in der täglichen Anwendung ein adäquates Hilfsmittel darstellt, um bei der Wahl einer bestmöglichen Betriebsstrategie den Anwender zu unterstützen. Mit den implementierten und auf dem Ansatz der modellbasierten prädiktiven Regelung aufbauenden Optimierungsmodul ist ein Werkzeug entstanden, auf dessen Basis eine optimierte Talsperrenabgabe für den Vorhersagezeitraum unter Berücksichtigung der Zuflussprognosen und den individuellen Systemrandbedingungen ermittelt werden kann. Dem Entscheidungsträger werden so die Auswirkungen von verschiedenen Bewirtschaftungsstrategien dargelegt und mögliche Handlungsspielräume aufgezeigt. Die Motivation besteht nicht darin, den erfahrenen und fachkundigen Anwender zu ersetzen. Es besteht vielmehr die Notwendigkeit, dass das Optimierungsmodell stets mit Augenmaß, Fingerspitzengefühl und hohem Sachverstand angewendet wird und die Ergebnisse vor der Umsetzung in eine reale Talsperrenabgabe vom Anwender stets kritisch zu hinterfragen und fachgerecht zu beurteilen sind.

Literatur

- BRAHMER, G. (2009): Operationelle Wasserhaushaltsmodellierung zur Hochwasservorhersage in Hessen. Jahresbericht des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG), S. 55–61.
- CEMUS, J. & RICHTER, K. (2008): Bewirtschaftung der Edertalsperre. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) (Hrsg.): Veranstaltungen 6/2008, Wasserbewirtschaftung und Niedrigwasser, Kolloquium am 26./27. Mai 2008 in Koblenz, S. 84–95.
- DELTARES (2015): RTC-Tools. Software Tools for Modeling Real-Time Control. http://oss.deltares.nl/c/document_library/get_file?uuid=c6a4d660-1925-4b52-86b0-953b6036c33e&groupId=102774, 13.03.2015.
- HEIMERL, S., KOHLER, B., EBERT, M. & LIBISCH, C. (2013): Die großen Stauanlagen Deutschlands im Portrait. In: Deutsches TalsperrenKomitee e.V. (Hrsg.): Talsperren in Deutschland: S. 35–492. Springer Vieweg, Wiesbaden.

- RÖTZ, A. (2015): Ein simulationsbasiertes Entscheidungshilfswerkzeug zur Optimierung der operationellen Talsperrenbewirtschaftung. Dissertation am Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Kassel.
- WERNER, M., SCHELLEKENS, J., GIJSBERS, P., VAN DIJK, M., VAN DEN AKKER, O. & HEYNERT, K. (2013): The Delft-FEWS flow forecasting system. *Environmental Modelling & Software* 40, S. 65–77.

Verfahren zur Untersuchung und Bewertung hydromorphologischer Verhältnisse großer und schiffbarer Oberflächengewässer in Deutschland

Ina Quick, Frauke König, Christine Borgsmüller, Yannik Baulig, Dorothea Gintz
und Stefan Vollmer

Zusammenfassung

Das Verfahren Valmorph zur Erhebung, Berechnung und Evaluierung hydromorphologischer Gewässerzustände stellt einen referenzbasierten Ansatz zur Beurteilung von Bundeswasserstraßen dar und impliziert verschiedene Zielerreichungszustände für natürliche, als erheblich verändert und künstlich ausgewiesene Gewässer. Die Arbeiten mit dem Valmorph-Modul werden parameterspezifisch durchgeführt und können retrospektiv, gegenwärtig sowie prospektiv hydromorphologische Verhältnisse sowie Veränderungen detektieren und evaluieren. Das Verfahren kann mit seinen indikatorbezogenen Methoden auch Belastungsfaktoren für den hydromorphologischen Zustand von großen und schiffbaren Oberflächengewässern ausweisen sowie durch die Ableitung von Handlungsempfehlungen anhand detaillierter Ergebnisse ebenfalls Erfolgsfaktoren zu dessen Verbesserung definieren. Es dient u.a. der Unterstützung der Entscheidungsfindung z.B. im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen. Da auch Prognose-Zustände verschiedener Maßnahmenzenarien klassifiziert werden können, handelt es sich ebenso um ein Prognosetool, das eine Maßnahmeneffizienz im Sinne einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung aus hydromorphologischer Sicht erfassen und beurteilen kann.

1. Einleitung

Mit dem Modul Valmorph (= eVALuation of MORPHology, Modul zur Erfassung und Bewertung von morphologischen Veränderungen in Fluss und Aue) des Integrierten Flussauenmodells INFORM (INtegrated FIOodplain Response Model) wurde in den vergangenen Jahren ein Verfahren zur Erhebung und Bewertung der Hydromorphologie an Bundeswasserstraßen entwickelt (QUICK 2010, 2011; BfG 2011a; ROSENZWEIG et al. 2012; QUICK et al. 2014). Die Methode wurde von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des Bundesverkehrsministeriums (BMVI) zur Erfassung, Vorhersage und Bewertung hydromorphologischer Veränderungen entwickelt. Das Modul dient z.B. im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen, Sedimentmanagement, Quantifizierung hydromorphologischer Veränderungen, Kopplung zur Biologie/Ökologie, Effizienzkontrollen usw. als Basis für Entscheidungen und Priorisierungen von Maßnahmenoptionen sowie für die Bewirtschaftung. Auch sedimentologische und hydromorphologische Ergebnisse für die Planung, Durchführung und Erfolgskontrolle von Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen werden mittels des Verfahrens bereitgestellt. Der Erfassungs- und Bewertungsansatz stellt ein Tool dar, das die Wissenschaft mit der Praxis verknüpft. Es handelt sich um ein quantitatives indikatorbasiertes Verfahren, das z.B. in Absprache mit den Elbe-Gremien und den tschechischen Partnern im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe der FGG Elbe (2013) und der IKSE (2014) angewendet wurde. Im Rahmen einer hydromorphologischen Risikoanalyse und der Aufstellung von Handlungsempfehlungen wurden Erfolgs- wie Hinderungsfaktoren z.B. für einen ausgeglichenen Sedimenthaushalt als Teil des hydromorphologischen Zustands ausgewiesen (FGG Elbe 2013; IKSE 2014; HEININGER et al. 2015). Das Modul Valmorph zur Berechnung hydromorphologischer Verhältnisse großer und schiffbarer Oberflächengewässer in Deutschland dient generell als Mess- und Bewertungsverfahren zur Aufgabenunterstützung an Bundeswasserstraßen (BfG 2011b; QUICK 2010, 2011; ROSENZWEIG et al.

2012). Es dient zum einen für die Praxis, z.B. indem es die Entscheidungsfindung im Vorfeld der Genehmigung eines Bauvorhabens im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung unterstützt. Zum anderen ist es auch bei konkreten Fragestellungen und Anforderungen aus der Praxis zur Klärung dieser einsetzbar.

2. Das Modul Valmorph zur Erfassung, Berechnung und Bewertung hydromorphologischer Zustände von Bundeswasserstraßen

Eine Übersicht über das Bundeswasserstraßennetz, für das das Modul Valmorph entwickelt wurde, findet sich für sämtliche Oberflächengewässerkategorien der Wasserstraßen (Fluss, See, Übergangs- und Küstengewässer) inklusive ihrer jeweiligen Ausweisung als natürliche, erheblich veränderte oder künstliche Gewässer in Abbildung 1.

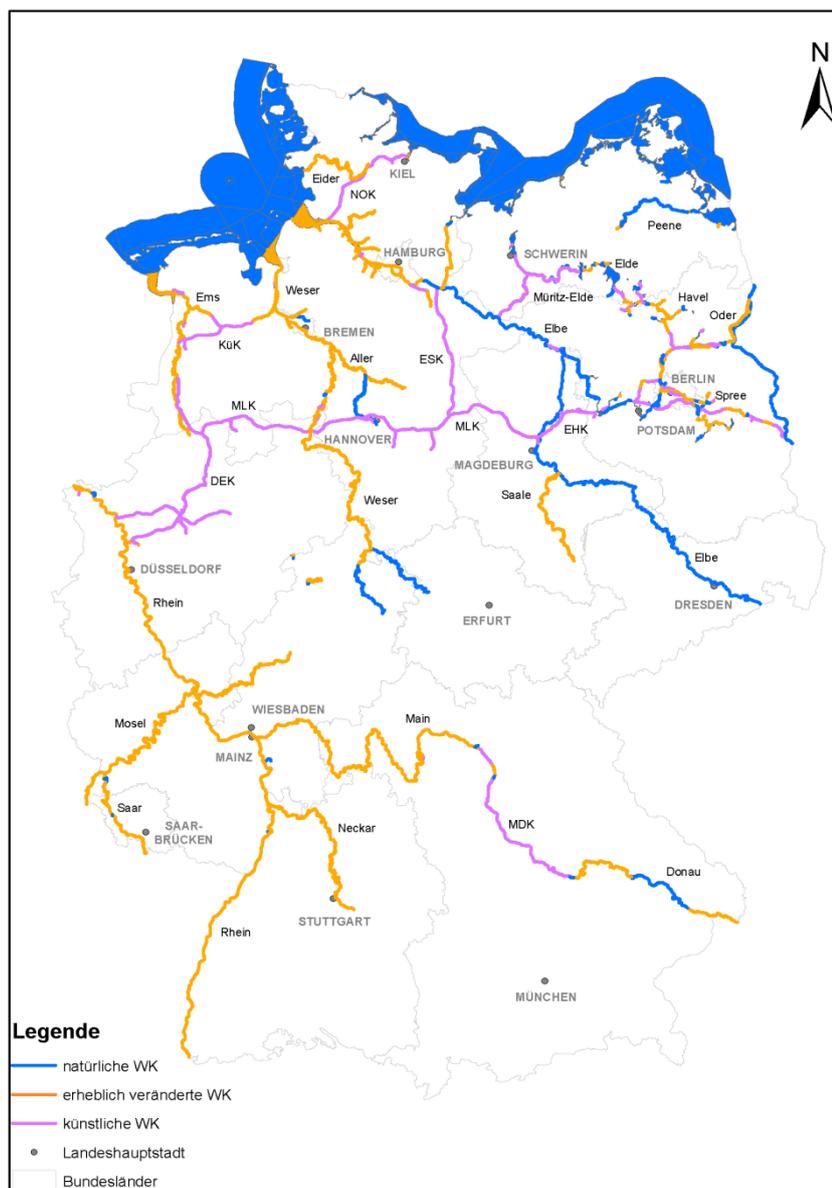


Abb. 1: Bundeswasserstraßen und ihre Ausweisung als natürliche, erheblich veränderte und künstliche Gewässer (WK = Wasserkörper) (Quelle: CRON et al. 2014a, 2015).

Die großen und schiffbaren Gewässer in Deutschland sind zu mehr als 70 % als erheblich veränderte und künstliche Gewässer ausgewiesen worden. Für sie gilt die Zielerreichung des guten ökologischen Potentials nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) (CRON et al. 2014a, 2015). Die Hydromorphologie beschreibt die gewässertypspezifischen, abiotischen Gegebenheiten eines Gewässers bezüglich der hydrologischen/hydrodynamischen, sedimentologischen und strukturellen Charakteristik und deren Wirkungszusammenhänge. Dazu gehört die zeitliche und räumliche Entwicklung, Anordnung und Variabilität im und am Gewässer und ihren Auen sowie deren Bedeutungen für die Biotik. Die Hydromorphologie untersucht und beurteilt die jeweiligen Ausprägungen wie auch wechselseitige Beeinflussungen zwischen den relevanten Aspekten (1) Wasserhaushalt bzw. Tidenregime, (2) Durchgängigkeit (hier speziell Sedimente) und (3) Morphologie (EG-WRRL 2000). Hydromorphologische Eigenschaften sind darüber hinaus das Ergebnis der Ausprägung sämtlicher morpho- und hydrodynamischer Prozesse sowie der Auswirkungen anthropogener Eingriffe und Beeinflussungen (z.B. DIN EN 16503 2013; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010; QUICK et al. 2013, 2014). Die Hydromorphologie ist u.a. im Rahmen der EG-WRRL (2000), der EG-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie (EG-MSRL 2009) sowie der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL 1992) und deren Umsetzungen in nationales Recht von Relevanz. Sie ist mit entscheidend für Habitatvorkommen, -qualität und -eignung für Fauna und Flora und die Ausprägung chemisch-physikalischer Komponenten wie z.B. den Sauerstoffhaushalt.

2.1 Verfahrensablauf bei der Durchführung von Untersuchungen und Bewertungen hydromorphologischer Verhältnisse an Wasserstraßen

Mit Hilfe des Verfahrens Valmorph können klar definierte hydromorphologische Indikatoren für große, schiffbare Oberflächengewässer bearbeitet und mit quantitativ beleg- und bewertbaren Referenz- und Schwellenwerten unterlegt werden. Zu diesen repräsentativen Indikatoren gehören die in Tabelle 1 aufgeführten Parameter. Sie sind jeweils Hauptparametern zugeordnet. Die Indikatoren besitzen neben der Bedeutung für die Gewässermorphologie jeweils einen engen Zusammenhang zum Wasserhaushalt, wie z.B. zum Abfluss und zur Abflusssdynamik (Bsp. Schwebstoffhaushalt) oder beispielsweise zu Wasserspiegellagenentwicklungen, Ausuferungshäufigkeiten und Grundwasserspiegellagen (Bsp. Mittlere Sohlhöhenänderungen). Die Valmorph-Methode schließt die räumliche und zeitliche Entwicklung der jeweiligen Indikatoren ein, da zum einen zur Herleitung von Referenz-Zuständen Daten zu Indikatoren in ihrer Ausprägung aus mehreren Jahren bis teilweise Jahrzehnten herangezogen werden und zum anderen verschiedene Zeitschnitte jeweils bewertbar miteinander verglichen werden können. Fließgewässerdynamische Aspekte und deren Prozesse sind daher impliziert. Die Indikatoren, die repräsentativ gewählt wurden, um z.B. Handlungsempfehlungen auf fachwissenschaftlicher Basis ableiten zu können, sind sensitiv gegenüber anthropogenen Eingriffen in ein Gewässersystem und gegenüber entsprechenden Beeinflussungen des Wasser- und Sedimenthaushaltes und eignen sich daher als Zeiger. Es ist eine Auswahl der zu betrachtenden Indikatoren je nach Fragestellung zu treffen, s. Abbildung 2. Zunächst ist die Ermittlung von Referenz- und Ist-Zuständen für die gewählten Indikatoren erforderlich. Die spätere Bewertung des gegenwärtigen Zustands erfolgt durch einen Abgleich mit dem Referenz-Zustand als Vergleichszustand. Diese Referenz wird für natürliche

Gewässer (NWB = natural water body), als erheblich verändert ausgewiesene (HMWB = heavily modified water body) und künstliche Gewässer (AWB = artificial water body) im Rahmen des INFORM-Moduls Valmorph unterschiedlich definiert.

Tab. 1: Hydromorphologische Indikatoren des Moduls Valmorph (Quelle: ROSENZWEIG et al. 2012)

Haupt-Parameter	Indikator-Parameter FLUSS	Indikator-Parameter KÜSTE	Indikator-Parameter KANAL
Grundriss	Breitenvarianz/-variation	Breitenvarianz/-variation	
Längsprofil	Querbauwerke/Sedi- mentdurchgängigkeit	Querbauwerke/Sedi- mentdurchgängigkeit	Querbauwerke/Sedi- mentdurchgängigkeit
	Tiefenvarianz/-variation	Tiefenvarianz/-variation	
Sedimenthaus- halt	Mittlere Sohlhöhenände- rung - Sedimentbilanz	Mittlere Höhenänderung der Bathymetrie oder des Gewässerbodens - Sedimentbilanz	
	Schwebstoffhaushalt (Schwebstofffrachten, -konzentrationen)	Schwebstoffhaushalt (Schwebstofffrachten, -konzentrationen)	
Gewässerbett	Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates	Korngrößenverteilung des Gewässer- und des Meeresbodens (Sublito- ral)	
			Sohlensicherung
Ufer	Flächenänderungen z.B. von Flachwasserzonen	Flächenänderungen der eulitoral Zone	
	Uferstruktur	Uferstruktur	
			Ufersicherung
Aue	Verhältnis rezente Aue zu morphologischer Aue (Überflutungsfläche)	Verhältnis rezente Aue zu morphologischer Aue (Überflutungsfläche)/ Marsch	
	Auenrelief/ Auenstrukturen	Strukturen des Supra- und Epilitorals/Aue/ Marsch	

Im Rahmen der Arbeiten mit Valmorph wird der Begriff „Referenz“ für natürliche Gewässer angelehnt an gewässertypspezifische Referenzbedingungen verstanden (u.a. EG-WRRL

2000; OGewV 2011; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010) und daher im Sinne eines historisch natürlichen oder naturnäheren Gewässerzustandes verwendet. Dieser wird u.a. mit Hilfe historischer Daten rekonstruiert (vgl. EG-WRRL 2000). An Bundeswasserstraßen liegen i.d.R. umfangreiche Daten vor, die für eine Ableitung eines historisch naturnahen oder naturnäheren, gewässertypspezifischen hydromorphologischen Gewässerzustandes geeignet sind. Die Bewertung erfolgt an natürlichen Gewässern anhand einer solchen Referenz (z.B. ROSENZWEIG et al. 2012; KÖNIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013).

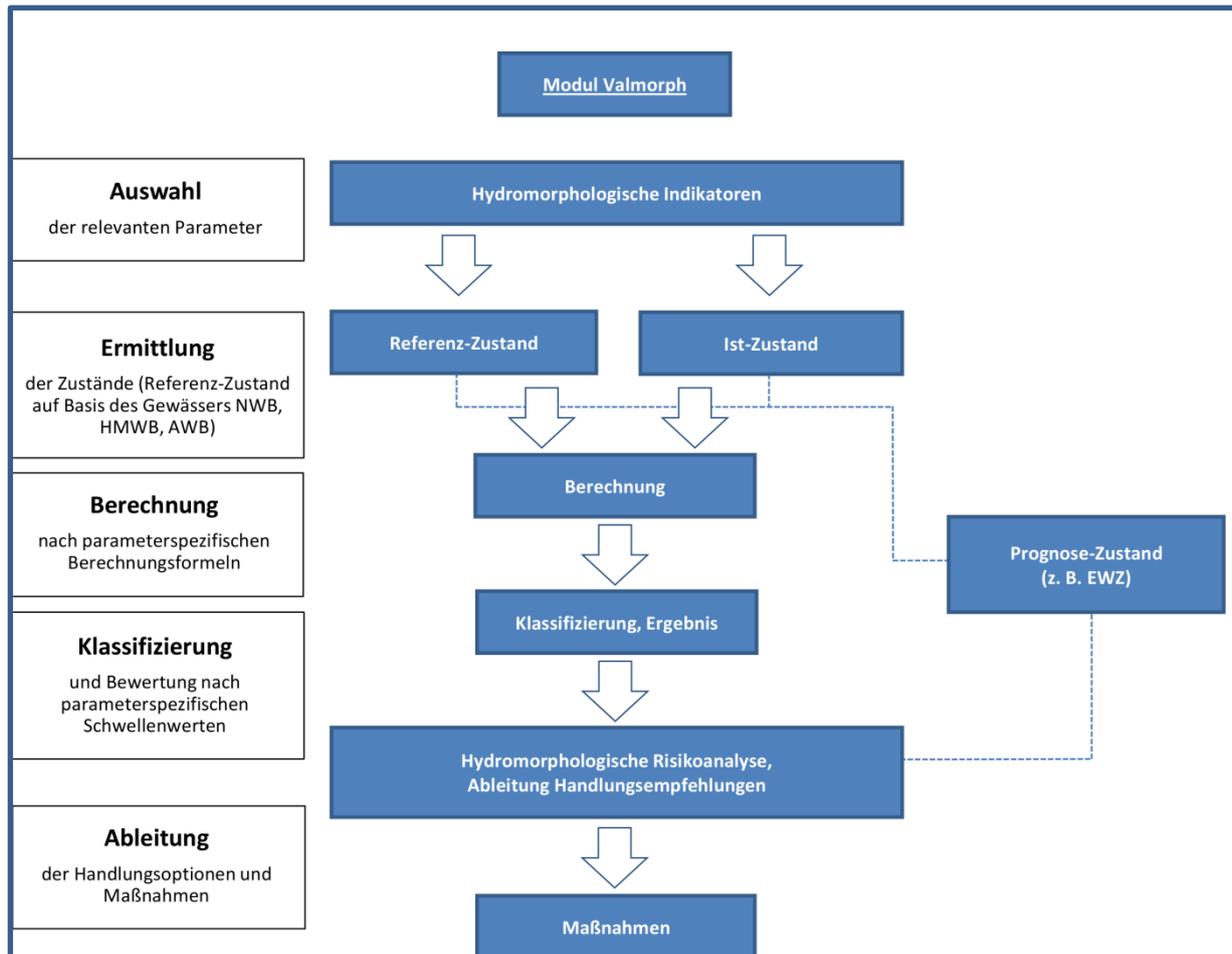


Abb. 2: Das Modul Valmorph: Verfahrensablauf bei der Durchführung von Untersuchungen und Bewertungen hydromorphologischer Verhältnisse an Wasserstraßen.

Für als erheblich verändert ausgewiesene Gewässer wird zur Ermittlung von Referenz-Zuständen ein an die Erfordernisse der relevanten Nutzungen gemäß Art. 4 (3) EG-WRRL (2000) angepasster Zustand als Grundlage für die Berechnung, Klassifizierung und Bewertung herangezogen. Dieser Vergleichszustand liegt in der jüngeren Vergangenheit und ist bereits anthropogen durch die Nutzungen beeinflusst. Weiterhin können Indikatoren für HMWB auch mittels reduzierter Bewertungsklassenspannweiten bewertet werden (vgl. ROSENZWEIG et al. 2012; CRON et al. 2014b), d.h. die Ansprüche zur Erreichung der Klasse 1 werden im Vergleich zum NWB abgesenkt. Der Referenz-Zustand für erheblich veränderte

Gewässer beschreibt somit einen Zustand als Berechnungsgrundlage, der aufgrund einer reduzierten Zielstellung für HMWB (gutes ökologisches Potenzial) zu berücksichtigen ist. Für künstliche Gewässer wird mittels des INFORM-Moduls Valmorph ein Ansatz verfolgt, bei dem nur sog. „Schadparameter“ als Berechnungsreferenz in die Erfassung und Bewertung miteinfließen (s. ROSENZWEIG et al. 2012). Sie kennzeichnen den Ausbaugrad eines Kanals. Die Definition des Referenzsystems ist als erster Schritt nach der Indikatorenauswahl mit Hilfe der Gewässerausweisungen (vgl. Abbildung 1) vorzunehmen (s. auch QUICK 2012). Die Evaluierung erfolgt anhand der hinterlegten parameterspezifischen Methoden und anhand von Berechnungsformeln je Parameter aus dem Modul Valmorph (ROSENZWEIG et al. 2012). Für die Klassifizierung wurden je Indikator quantitative Bewertungsklassenspannweiten gebildet. Aufgrund der Klassenspannweiten ist eine Variabilität in den Ausprägungen der einzelnen Klassenzustände gegeben. Dies entspricht auch morphodynamischen Variationen einzelner hydromorphologischer Ausprägungen, die in dynamischen Gewässersystemen charakteristisch sind. Anhand des hydromorphologischen Indikators Schwebstoffhaushalt (Binnengewässer) zeigt Tabelle 2 beispielhaft eine Bewertungsmatrix.

Tab. 2: Bewertungsmatrix für den exemplarischen hydromorphologischen Indikator Schwebstoffhaushalt des Moduls Valmorph entsprechend der Abweichung vom Referenz-Zustand (Zu- und Abnahme), Beispiel Fluss (Quelle: ROSENZWEIG et al. 2012; BAULIG 2014).

Abweichung der gemittelten Schwebstofffracht (oder –konzentration etc.) vom Referenz-Zustand – <u>Zunahme</u>	Bewertung	Abweichung der gemittelten Schwebstofffracht (oder –konzentration etc.) vom Referenz-Zustand – <u>Abnahme</u>	Bewertung
< eineinhalbfach erhöht (Abweichung sehr gering)	1	< ein Zehntel (Abweichung sehr gering)	1
eineinhalbfach erhöht bis < verdoppelt (Abweichung gering)	2	< ein Fünftel (Abweichung gering)	2
verdoppelt bis < zweieinhalbfach erhöht (Abweichung mäßig)	3	< ein Viertel (Abweichung mäßig)	3
zweieinhalbfach erhöht bis < verdreifacht (Abweichung hoch)	4	< halbiert (Abweichung hoch)	4
> verdreifacht (Abweichung sehr hoch)	5	> halbiert (Abweichung sehr hoch)	5

Je nach Untersuchungsgewässer sind die quantitativen Daten zu analysieren und die erzielten Ergebnisse mittels indicatorspezifischer Berechnungen entsprechend der Matrix zu klassifizieren (s. z.B. QUICK 2010; ROSENZWEIG et al. 2012; BAULIG 2014; KÖNIG et al. 2015; BORGSMÜLLER et al. 2016). Hierzu sind umfangreiche Auswertungen der vorliegenden Daten zur Hydromorphologie für den Referenz- und den Ist-Zustand vorzunehmen. Die Bearbeitung wird parameterspezifisch und u.a. standardmäßig im GIS durchgeführt. Je Indikator resultieren quantitative Schwellenwerte als Klassengrenzen.

Die Klassifizierung nach diesen indicatorspezifischen Schwellenwerten erfolgt mittels eines 5-stufigen Klassifizierungssystems (vgl. z.B. Tabelle 2 und Abbildung 3), indem die jeweilige Bewertungsreferenz als Vergleichszustand in Bezug zu dem Ist-Zustand zu dessen Bemessung gesetzt wird. Es können konkrete Beurteilungen durch Gegenüberstellung der Wertstufen anhand quantitativer Werte zur Abbildung des Grades der Veränderung vorgenommen werden. Klasse 1 entspricht den Verhältnissen im Referenz-Zustand, die Ableitung der weiteren Bewertungsstufen orientiert sich an diesem Bewertungsmaßstab als Bezugsgröße und klassifiziert anthropogen bedingte Abweichungen von dieser Referenz anhand gewässerstruktureller Merkmale. Die Merkmalsausprägungen sind jeweils innerhalb gewisser Spannweiten variabel und mit adäquaten quantitativen Werten je nach betrachtetem Indikator unterlegt. Die Analysen und Ergebnisse sind mittels Experteneinschätzungen zu verifizieren.

Die Bundeswasserstraßen werden in 1 km-Abschnitten kartiert. Durch das Arbeiten mit äquidistanten Abschnitten sind Aggregationen der erzielten Ergebnisse jeglicher Art möglich. Die Ergebnisse können für die detaillierten 1 km-Kartierabschnitte über z.B. 5 km aggregierte Abschnitte, für Wasserkörper, Gewässerabschnitte (z.B. entlang von Tiefenerosionsstrecken) bis hin zum gesamten Gewässerverlauf und Gesamtsystem ausgewertet und visualisiert dargestellt werden. Die Bewertungsskala wird farblich visualisiert; Klasse 1 „sehr gut“ erhält für die Ausprägung der hydromorphologischen Verhältnisse die Farbkennzeichnung blau, Klasse 2 „gut“ grün, Klasse 3 „mäßig“ gelb, Klasse 4 „unbefriedigend“ orange und Klasse 5 „schlecht“. Um entlang längerer Fließstrecken geeignete Vergleiche untereinander zu ermöglichen, Trends erkennen zu können und detaillierte räumliche Zuordnungen zu ermöglichen, wird an Flüssen und Strömen die Bildung und Beibehaltung äquidistanter Abschnitte von 5 km Länge je hydromorphologischem Indikator gemäß Valmorph-Methode empfohlen (vgl. Abbildung 3). Nähere Erläuterungen zu den Datengrundlagen, Methoden, Ergebnissen und Unsicherheiten finden sich z.B. in ROSENZWEIG et al. (2012).

Mit Hilfe einer „hydromorphologischen Risikoanalyse“ wird die Kopplung zwischen den Ergebnissen und einer daraus resultierenden Ableitung von Handlungsempfehlungen erreicht (FGG Elbe 2013; IKSE 2014; HEININGER et al. 2015). Die hydromorphologische Risikoanalyse ist ein Instrument zur Überführung der detaillierten Ergebnisse des angewendeten INFORM-Moduls Valmorph in die Praxis. Die Klassen 1 und 2 implizieren sehr gute bis gute hydromorphologische und sedimentologische Verhältnisse. Es sind keine Vorschläge zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustands erforderlich, da die Verhältnisse bereits gut oder besser ausgeprägt sind. Ab Klasse 3 sind Handlungsempfehlungen für die Klassen 3, 4 und 5 zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes auszusprechen, um z.B. hinsichtlich des Aspekts Sedimentmanagement das Risiko der Zielverfehlung der Unterstützung eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes und verbesserter hydromorphologischer Verhältnisse zu verhindern. Jeder Indikator wird mittels des fünfstufigen Klassifizierungssystems evaluiert und fließt jeweils einzeln in die Risikoanalyse ein. Die Handlungsempfehlungen implizieren Vorschläge zu Maßnahmenoptionen (ROSENZWEIG et al. 2012; IKSE 2014; HEININGER et al. 2015). Valmorph kann auch nach Umsetzungen von Maßnahmen(optionen) der Effizienzkontrolle dienen. Das Monitoring würde gemäß Abbildung 2 ausgehend von den Maßnahmen wieder bei der Auswahl der hydromorphologischen Indikatoren beginnen und den Verfahrensablauf zur Beurteilung der Maßnahmen durchlaufen.

Auch eine Vorbewertung von zukünftigen Maßnahmen, die beispielsweise anhand von Planungsunterlagen oder von Modellierungen ermittelt werden (Prognose- oder auch Soll-Zustand für Szenarien) kann mittels des INFORM-Moduls Valmorph für die Hydromorphologie erfolgen. Eine Bewertung erfolgt ausgehend vom jeweiligen Grad der Abweichung vom Referenz-Zustand, der auch als Berechnungs- und Bewertungsreferenz für den Prognose-Zustand fungiert (s. Abbildung 2). Durch den Vergleich von Ist- und Soll-Zustand im Sinne eines Entwicklungszieles (EWZ) wird das Handlungserfordernis bezogen auf die Ableitung, Aufstellung und Auswahl geeigneter Maßnahmenempfehlungen sichtbar (vgl. QUICK 2012; ROSENZWEIG et al. 2012). Infolge von z.B. Ausbauplanungen, Gewässerunterhaltung im Sinne der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung (BMVBS 2010) und Auswirkungsprognosen etc. können somit Aussagen über zu erwartende Verbesserungen oder Verschlechterungen hinsichtlich hydromorphologischer Belange getroffen und mit als Entscheidungsgrundlagen herangezogen werden.

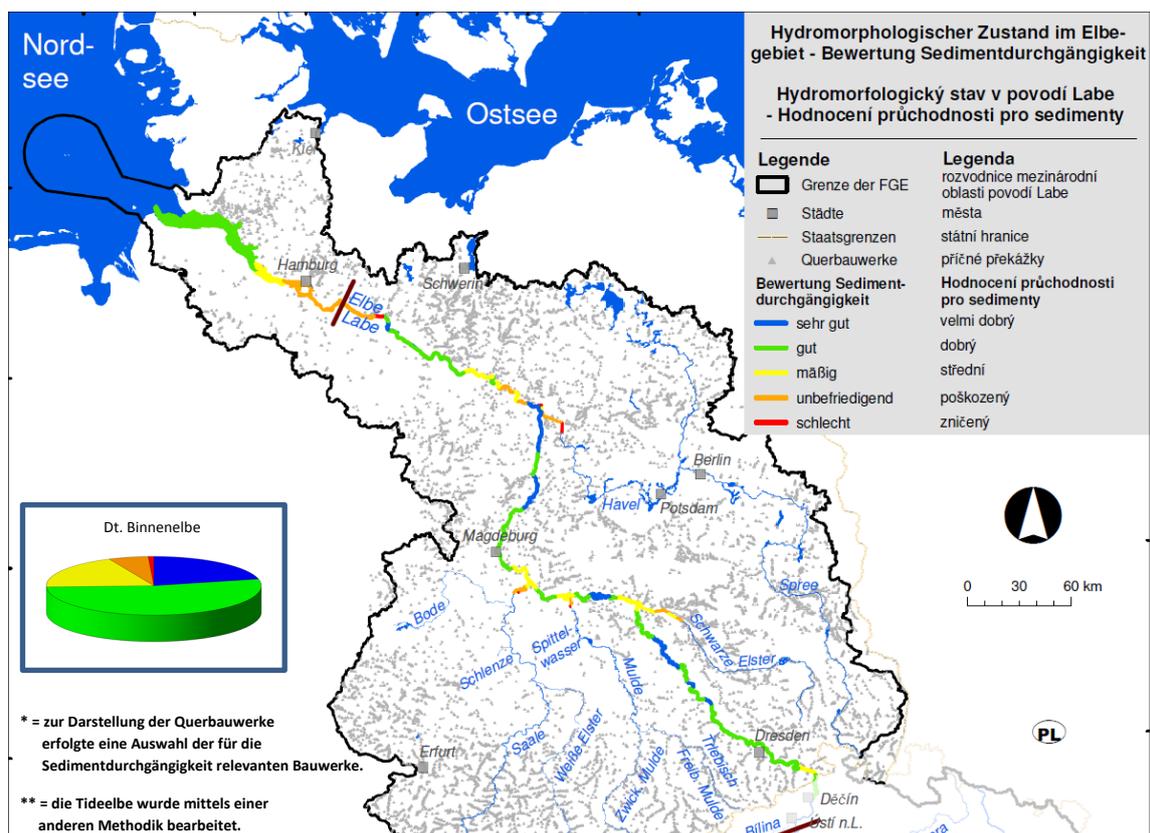


Abb. 3: Beispiel Visualisierung der hydromorphologischen Bewertungsklassen in einem 5-stufigen Klassifizierungssystem für 5-km aggregierte Abschnitte, Beispiel Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit* für die deutsche Elbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel** (Quelle: FGG Elbe 2013; IKSE 2014; QUICK et al. 2014; BCE 2012; verändert).

2.2 Anwendungsbeispiele

Das INFORM-Modul Valmorph wurde beispielhaft für verschiedene natürliche, erheblich veränderte und künstliche Oberflächengewässer angewendet, an Flüssen im Binnengebiet und im Küstenbereich (Ostseezuflüsse, Fluss der Marschen) wie auch an Übergangsgewässern, Küstengewässern sowie Kanälen. Dabei wurde auch die Anwendbarkeit des Verfahrens unter Berücksichtigung der verschiedenen revierspezifischen Charakteristika betrachtet (z.B. QUICK 2010; ROSENZWEIG et al. 2012; BAULIG 2014; BORGSMÜLLER et al. 2016). Das Verfahren ist für sämtliche Oberflächengewässerkategorien sowie für alle Gewässertypen anwendbar und impliziert verschiedene Zielerreichungszustände für natürliche, als erheblich verändert und künstlich ausgewiesene Gewässer. Auch eine Übertragbarkeit der Methodik für kleinere, nicht schiffbare Gewässer ist möglich (vgl. BCE 2012). Im Zuge der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe und der Erlangung der Ergebnisse zu den hydromorphologischen Indikatoren mittels des Moduls Valmorph (FGG Elbe 2013; IKSE 2014) zeigten sich die beiden Indikatoren Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz und Sedimentdurchgängigkeit im Kontext Sedimentmanagement für die Ableitung von Handlungsempfehlungen als besonders bedeutend: Beide besitzen für den Sedimenthaushalt eine besondere Zeiger- und damit Schlüsselfunktion für den Sedimenthaushalt. Im Rahmen der hydromorphologischen Risikoanalyse sind daher diese beiden Indikatoren in einem ersten Schritt für die Ableitung von Handlungsempfehlungen priorisiert worden. Zudem wurden Erfolgsfaktoren sowie Belastungs- und Hinderungsfaktoren z.B. für einen ausgeglichenen Sedimenthaushalt als Teil des hydromorphologischen Zustands ausgewiesen. Als Belastungs- und Hinderungsfaktoren wurden die fehlende Sedimentzufuhr aufgrund des Sedimentrückhalts wegen zahlreicher Querbauwerke im Elbe-Einzugsgebiet und dem daraus in der Binnenelbe resultierenden Sedimentdefizit mit einer damit einhergehenden Eintiefung der Gewässersohle sowie das erhöhte Transportvermögen des Elbestroms als Konsequenz der flussbaulichen Einwirkung (Regelungskonzept, Laufverkürzung, Deichbau) angeführt. Zu den Erfolgsfaktoren zählt der Ansatz des integralen Sedimentmanagements, der an den Ursachen und Quellen der Belastungen ansetzt und der somit zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation auf die Ursachen der Beeinträchtigungen zielt. Die Wirkungen von Handlungsempfehlungen sind auf defizitäre Bereiche auszurichten und müssen an den Ursachen und den sie prägenden Wirkmechanismen ansetzen und streckenübergreifend konzipiert und wirksam sein. Hierbei ist die zu erwartende Wirkung auf den Sedimenthaushalt und die gewässertypspezifischen hydromorphologischen Verhältnisse entscheidend (s. FGG Elbe 2013; IKSE 2014; QUICK et al. 2014; HEININGER et al. 2015).

3. Aus der Forschung für die Praxis, aus der Praxis in die Forschung

Valmorph stellt einen innovativen, referenzbasierten Ansatz zur Beurteilung veränderter Oberflächengewässer dar. Der mit dem Modul Valmorph verfolgte Ansatz der quantitativen Gewässerkunde ermöglicht es, mit dieser Vorgehensweise (Morphometrie) im Gegensatz zu den bisherigen, eher verbal-argumentativen und qualitativen Verfahren in der Gewässermorphologie (Morphographie) die Bearbeitung relevanter Fragestellungen fachwissenschaftlich mit konkreten, quantitativ beleg- und bewertbaren Referenz- und Schwellenwerten je betrachtetem hydromorphologischen Indikator gewässertypspezifisch zu unterlegen (Bewer-

tungsklassenspannweiten). Die Bearbeitung wird parameterspezifisch durchgeführt und kann sowohl retrospektiv, gegenwärtig als auch prospektiv (z.B. bei Ausbauvorhaben oder nach Maßnahmenumsetzungen) in Abhängigkeit der zu beantwortenden Fragestellungen und der vorliegenden und ggf. zu erhebenden Datensätze hydromorphologische Modifizierungen evaluieren. Das INFORM-Modul Valmorph steht in engem Bezug zum Driving Force-Pressure-State-Impact-Response - Konzept (DPSIR). Valmorph stellt auch ein Verfahren zur Bewertung von Erfolgs-, Belastungs- und Hinderungsfaktoren für den hydromorphologischen Zustand von großen und schiffbaren Oberflächengewässern dar. Der Verfahrensablauf führt im Sinne einer Defizitanalyse zu einer Ausweisung von Belastungen und Beeinträchtigungen sowie zur Identifizierung des Verbesserungspotenzials des hydromorphologischen Gewässerzustands (s. QUICK 2012; ROSENZWEIG et al. 2012). Mittels der Möglichkeit, auch Prognose-Zustände verschiedener Maßnahmenzenarien klassifizieren und evaluieren zu können, handelt es sich ebenso um ein Prognosetool, das eine Maßnahmeneffizienz im Sinne einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung hinsichtlich der Hydromorphologie erfassen und beurteilen kann.

4. Ausblick

Zu den Aufgaben der Bundesanstalt für Gewässerkunde als Bundesoberbehörde gehört u.a. auch die Weiterentwicklung von Methoden, Modellen und Werkzeugen. Für den Binnen-, Übergangs- und Küstenbereich werden weitere hydromorphologische Indikatoren als Ergänzung des Verfahrens geplant. Aktuell findet eine Weiterentwicklung des Verfahrens zur Bewertung des Schwebstoffhaushalts im ästuarinen Bereich speziell hinsichtlich einer Methodik zur hydromorphologischen Bewertung des Auftretens von fluid mud statt (BORGSMÜLLER et al. 2016). Weiterhin werden Aspekte wie z.B. Geschiebehaushalt/Geschiebefrachten, Kolmation, Sedimenttransport, Bonussystem Sedimentdurchgängigkeit (beispielsweise wenn Querbauwerke teilpassierbar für Sedimente sind), Erweiterungen zur Breitenvariation (s. König et al. 2014, 2015) und Hydrologie wie z.B. Anbindung der Grundwasserkörper anvisiert.

Literatur

- BAULIG, Y. (2014): Untersuchung der Schwebstoffkonzentrationen im Rhein und Verifizierung einer Methodik zur Bewertung des Schwebstoffhaushalts. Univ. Koblenz-Landau. [unveröff.]
- BCE (2012): ad-hoc AG SSeM Nebenflüsse Elbe - Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Parameter von relevanten Nebengewässern der Elbe. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. [unveröff.]
- BfG (2011a): Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM in seiner neuesten Fassung (Version 3). Bericht BfG-1667. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2011b): Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen - Anlage 4 des Leitfadens zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen des BMVBS (2007). Bericht BfG-1559. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

- BMVBS (2010): Rahmenkonzept Unterhaltung, Verkehrliche und wasserwirtschaftliche Unterhaltung der Bundeswasserstraßen, Bonn.
- BORGSMÜLLER, C., QUICK, I. & Y. BAULIG (2016): Application of the hydromorphological assessment framework to evaluate the changes in suspended sediment distribution in the Ems estuary. Proceedings of the 13th ISRS, 2016, Stuttgart, Germany.
- CRON, N., ZUMBROICH, T. & I. QUICK (2014a): Bewertung und Prognose des ökologischen Potentials von Bundeswasserstraßen – Gewässerkategorien, Gewässertypen und Ausweisungsgründe nach Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2013 (Potsdam-Berlin): S. 151–156. Hardegsen.
- CRON, N., QUICK, I. & S. VOLLMER (2014b): Quantitative evaluation of hydromorphological changes in navigable waterways as contribution to sustainable management. In: HIPEL, K.W., FANG, L., CULLMANN, J. & M. Bristow (eds.), Conflict Resolution in Water Resources and Environmental Management: S. 245–262. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- CRON, N., QUICK, I. & T. ZUMBROICH (2015): Assessing and predicting the hydromorphological and ecological quality of federal waterways in Germany – development of a methodological framework. In: Multifunctionality of large rivers, Hydrobiologia (2015). Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- DIN EN 14614 (2005): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Fließgewässern.
- DIN EN 15843 (2010): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung von Veränderungen der hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern.
- DIN EN 16503 (2013): Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Beurteilung der hydromorphologischen Merkmale der Übergangs- und Küstengewässer.
- EG-MSRL (2008) / Europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt.
- EG-WRRL (2000) / Europäische Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates: Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- FFH-RL (1992) / Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- FGG Elbe (2013): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Magdeburg.
- HEININGER, P., KELLER, I., QUICK, I., SCHWARTZ, R. & S. VOLLMER, S. (2015): Sediment Management on River-Basinscale: The River Elbe. In: CULLMANN, J. & P. HEININGER (eds.), Sediment Matters: S. 201–247. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- IKSE (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE/FGG - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele der IKSE/der FGG. Magdeburg.

- KÖNIG, F., QUICK, I. & S. VOLLMER (2012): Defining quantitative morphological changes in large rivers for a sustainable and effective sedimentmanagement applied to the River Elbe, Germany. Proceedings Tenth International Conference of Hydroscience and Engineering, November 2012, Orlando, USA.
- KÖNIG, F., QUICK, I. & S. VOLLMER (2014): Spatial and temporal changes of the width and width variability - A Case Study of the Inland Elbe River (Germany), 10th ISE 2014, Trondheim, Norway.
- KÖNIG, F., JÄHRLING, K.-H. & I. QUICK (2015): Hydromorphologische Methoden zur Beurteilung von Breitenverhältnissen am Beispiel der Elbe. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (HyWa) 59. 2015, H. 6: S. 366–379.
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV) vom 20. Juli 2011. Bundesgesetzblatt Nr. 37, S. 1429. Bonn.
- QUICK, I. (2010): Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2009 (Oldenburg): S. 386–391. Hamburg, Berlin.
- QUICK, I. (2011): Ermittlung und Bewertung hydromorphologischer Indikator-Parameter an Bundeswasserstraßen. In: 13. Gewässermorphologisches Kolloquium – Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen: S. 27–40. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- QUICK, I. (2012): Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 167–168.
- QUICK, I., CRON, N., SCHRIEVER, S., KÖNIG, F. & S. VOLLMER (2013): Die Bedeutung der Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie großer Fließgewässer als unterstützende Komponente für die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2012 (Koblenz): 370–375. Hamburg, Berlin.
- QUICK, I., JÄHRLING, K.-H., VOLLMER, S., ANLANGER, C. & D. FRICKE (2014): Hydromorphologische Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht. In: Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. Schriftenreihe Mitteilungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. 30: S. 77–141. Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- ROSENZWEIG, S., QUICK, I., CRON, N., KÖNIG, F., SCHRIEVER, S., VOLLMER, S., SVENSON, C. & D. GRÄTZ (2012): Hydromorphologische Komponenten im Flussauenmodell INFORM – Entwicklung und Anwendung der morphologischen Systemkomponente MORPHO und des Bewertungsmoduls Valmorph zur quantitativen Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Veränderungen in Fluss und Aue. Bericht BfG-1657, Koblenz.
- VOLLMER, S.; QUICK, I. & F. König (2013): Hydromorphologische Entwicklung der Binneneibe. BfG-Schriftenreihe 3/2013; Gewässermorphologisches Kolloquium 2013 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: S. 75–87.

Das neue Hochwasserinformations- und -managementsystem in Sachsen

Uwe Müller, Andy Philipp und René Härta

Zusammenfassung

Im Landeshochwasserzentrum (LHWZ) Sachsen werden Daten, welche die Entstehung, den zeitlichen Verlauf und die räumliche Ausdehnung von Hochwasserereignissen charakterisieren, erfasst und ausgewertet. Diese Daten dienen als Grundlage für das Hochwasserrisikomanagement und sollen eine frühzeitige und sichere Identifikation von Hochwassersituationen sowie einen schnellen Informationsfluss zu allen Akteuren sicherstellen. Das Hochwasserinformations- und -managementsystem (HWIMS) soll eine weitgehend automatisierte Prozessunterstützung des LHWZ ermöglichen. Den Schwerpunkt bilden dabei die drei Bereiche: Datensammlung, Datenaufbereitung und Datenveröffentlichung. Das im Jahr 2005 in Betrieb genommene Altsystem entsprach nicht mehr den aktuellen Anforderungen und wurde basierend auf Analysen und Konzepten neu aufgesetzt. Im Beitrag werden die Entwicklungsschritte und die Funktionalitäten des HWIMS im Kontext zum Hochwasserrisikomanagementprozess erläutert.

1. Hochwassernachrichten- und -alarmdienst in Sachsen

1.1 Allgemeines

Im Rahmen des integrierten Hochwasserrisikomanagements (Abbildung 1) spielt die Hochwasservorbeugung eine entscheidende Rolle, um die negativen Auswirkungen von Hochwasserereignissen zu begrenzen. Die Hochwasservorbeugung dient der Verminderung der Vulnerabilität gegenüber Hochwasserereignissen und untergliedert sich in die Handlungsfelder Prävention und Hochwasservorsorge.

Zur Prävention gehören u.a. angepasste Raumnutzung, raumplanerische Maßnahmen, natürlicher Hochwasserschutz, technischer Hochwasserschutz und die Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten entsprechend der 2007 verabschiedeten Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (EU 2007). Unter Hochwasservorsorge versteht man die Risikovorsorge (z.B. Versicherungen, Eigenvorsorge, ...), die Verhaltensvorsorge (z.B. Hochwasserschutzübungen, ...), die Vorhaltung und Vorbereitung des Katastrophenschutzes, die Hochwasserrisikomanagementpläne und die Informationsvorsorge, zu der der Hochwassernachrichtendienst zählt (MÜLLER 2010).

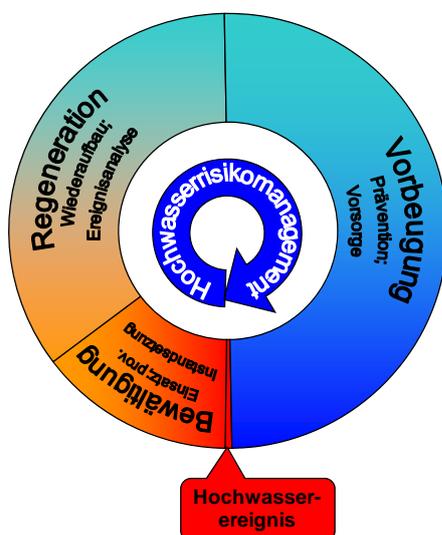


Abb. 1: Kreislauf Hochwasserrisikomanagement (MÜLLER 2010).

In Auswertung der Hochwasserereignisse 2002, 2010, 2013 sowie der Berichte von KIRCHBACH et al. (2002) und JESCHKE et al. (2010) ist der Hochwassernachrichten- und -alarmdienst im Freistaat Sachsen umstrukturiert und mit einer neuen Hochwassernachrichten- und -alarmdienstverordnung sowie einer neuen Hochwassermeldeordnung auch auf eine neue rechtliche Basis gestellt worden.

1.2 Details zum Hochwassernachrichten- und -alarmdienst in Sachsen

Die Leitung und Koordinierung des Hochwassernachrichten- und -alarmdienstes obliegt zentral dem beim heutigen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie angesiedelten Landeshochwasserzentrum (LHWZ). In Abbildung 2 sind die stark gestrafften Melde- und Informationswege dargestellt.

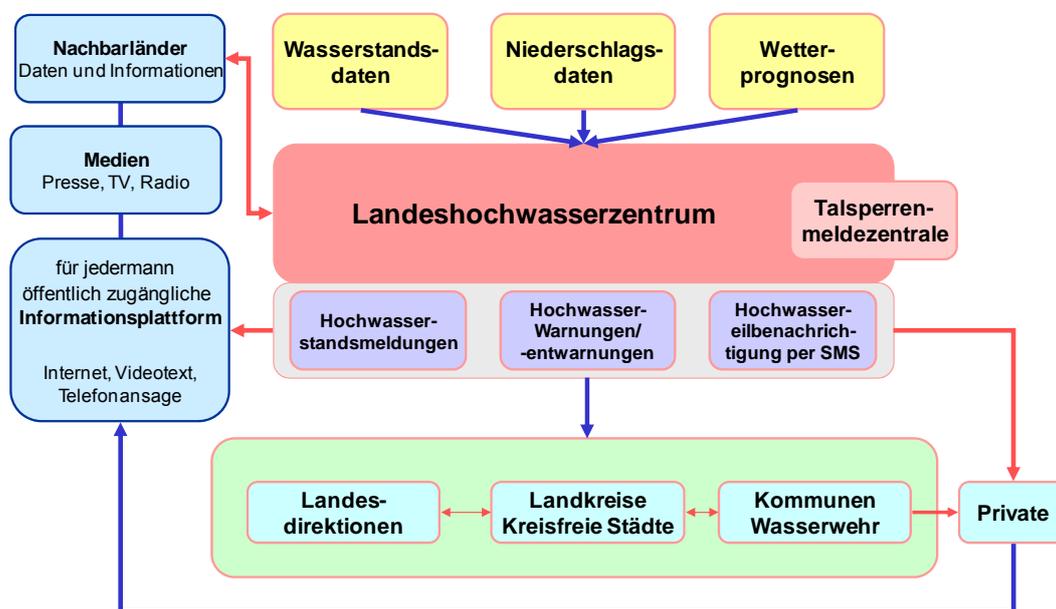


Abb. 2: Meldeschema Hochwassernachrichtendienst Sachsen.

Das LHWZ bezieht, zum großen Teil automatisch, alle für den Hochwassernachrichtendienst erforderlichen Informationen über meist redundante Informationswege. Die Wetterprognosen werden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) bereitgestellt. Die Niederschlagsdaten werden ebenfalls vom DWD, von privaten Wetterdiensten oder vom landeseigenen Ombrometernetz geliefert (Abbildung 3). Die aktuellen Wasserstandsdaten werden über die landeseigenen Hochwassermeldepegel (Abbildung 3) und die Pegeldata Dritter, wie z.B. der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes oder der Landestalsperrenverwaltung (LTV), bereitgestellt. Insgesamt stehen in Sachsen über 260 Pegel für Wasserstandsmessungen und über 230 Pegel für Durchflussmessungen zur Verfügung, wovon ca. 190 Pegel zum Basisnetz gehören und die restlichen Pegel dem Kontroll- und Stauernetz zugeordnet werden. Etwa 150 Pegel sind mit Datenfernübertragung ausgestattet. Die landeseigenen Messnetze werden durch die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft betreut. Zusätzlich werden noch Daten und Informationen aus Nachbarländern oder anderen Informationsplattformen verwendet. Mit diesen Daten und Informationen

und den Talsperrensteuerungsdaten der bei der LTV angesiedelten Talsperrenmeldezentrale liegen zentral beim LHWZ alle für den Hochwassernachrichtendienst erforderlichen Informationen zeitnah vor (MÜLLER 2010).

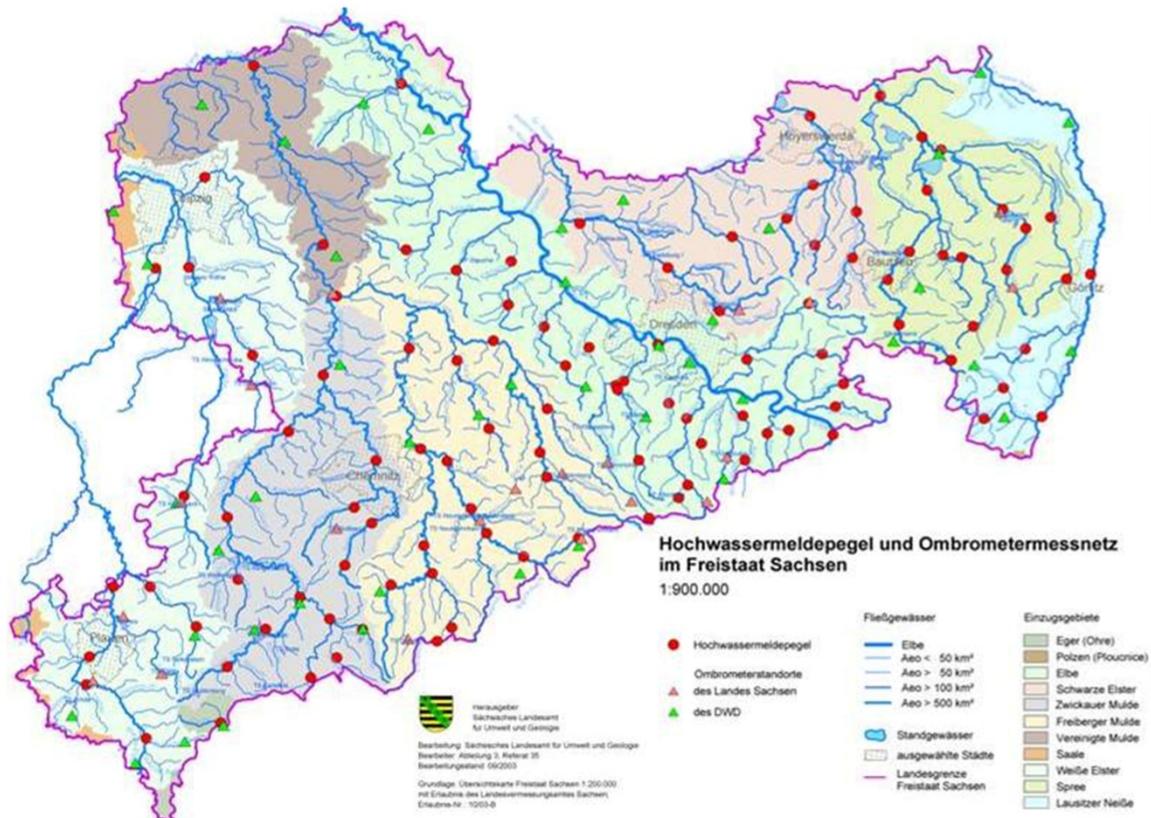


Abb. 3: Hochwassermeldepegel und Ombrometernetz in Sachsen.

Das LHWZ selbst hat fünf funktionale Bereiche, ist in der Meldezentrale durch einen Zweischichtbetrieb täglich von 06:00 Uhr bis 22:00 Uhr besetzt und deckt die Zeit zwischen 22:00 Uhr und 06:00 Uhr durch einen Bereitschaftsdienst ab. Die fünf Bereiche des LHWZ haben folgende Aufgaben:

Meldezentrale:

- Kommunikationsknoten, Überwachung der IT-Infrastruktur des LHWZ
- Bündelung der Messwertabrufe der Pegelmessstationen, der Wetterberichte und der Niederschlagsinformationen
- Entgegennahme aller Alarme, wie z.B. Unwetterwarnungen, Hochwasseralarme der Pegel
- Alarmierung der zuständigen Stellen, insbesondere der Vorhersagezentrale

Vorhersagezentrale:

- Kommunikationsknoten, Überwachung der IT-Infrastruktur des LHWZ
- Erstellung von Wasserstandsprognosen aus den Eingangsdaten der Meldezentrale
- Erarbeitung von Hochwasser- und Lageberichten Notfallleitstand
- redundante Haltung aller Eingangsdaten
- Übernahme der Funktionalität der Hochwasserzentrale in Notfällen

Informationsverteiler:

- interne Kommunikation zwischen Melde- und Vorhersagezentrale
- automatische Verteilung und Versendung der in der Meldezentrale eingehenden Daten und Informationen
- automatische Verteilung und Versendung der in der Vorhersagezentrale erstellten Hochwasser- und Lageberichte

Öffentlichkeitsplattform:

- Veröffentlichung aller hochwasserrelevanten Informationen über
- Internetauftritt LHWZ
- Messwertansager im LHWZ
- Sprachansage Hochwasserwarnungen im LHWZ
- MDR-Videotext

Presseraum

- Pressearbeit mit allen Medien

Die vom LHWZ gesammelten und erarbeiteten Daten und Informationen werden entsprechend Abbildung 2 direkt an die oberen und unteren Wasserbehörden, die Kommunen sowie an von den Kommunen benannte Private verteilt. Neben der Bereitstellung der Informationen über die Öffentlichkeitsplattform werden selbstverständlich auch die Nachbarländer informiert. Folgende Hochwassernachrichten werden fluss- bzw. warngebietsweise abgesetzt (MÜLLER 2010):

Hochwassereilbenachrichtigung an über 1200 Empfänger:

- unverzügliche Information per SMS oder andere Wege über Beginn des Hochwassernachrichten- und alarmdienstes; Pflicht der Empfänger zur Empfangsbestätigung
- unverzügliche Information per SMS bei Überschreitung der Alarmstufe 3; Pflicht der Empfänger zur Empfangsbestätigung

Hochwasserstandsmeldungen an ca. 750 Empfänger:

- Information über Wasserstände an den laut Hochwassermeldeordnung festgelegten Pegeln bei Erreichen von Alarm- und Meldestufen oder zu festgelegten Terminen per E-Mail oder Telefax

Hochwasserwarnungen an über 500 Empfänger:

- bewertete Information über Hochwassergefahr im Flussgebiet mit Angabe über Stand und Prognose zur meteorologischen und hydrologischen Lage

Der Freistaat Sachsen besitzt ein modernes und gut funktionierendes Hochwassernachrichten- und -alarmdienstsystem, welches sich schon bei mehreren Hochwassern (2006, 2010/2011 und 2013) grundsätzlich bewährt und entscheidend zur Verringerung von Hochwasserschäden beigetragen hat.

2. Das neue Hochwasserinformations- und -managementsystem

2.1 Allgemeines

Wie bereits im vorangegangenen Kapitel dargestellt, war das Extremhochwasser 2002 der Auslöser für den Freistaat Sachsen, neben baulichen Maßnahmen auch den Aufbau eines entsprechenden IT-Informationssystems voranzutreiben.

Nach fast 10 Jahren Betrieb ist dieses System einer Risikoanalyse unterzogen worden. Aus den im laufenden Betrieb aufgetretenen Fehlern und infolge der technologischen Weiterentwicklungen ergaben sich unkalkulierbare Betriebsrisiken, die zur Entscheidung führten, das Hochwasserinformations- und -managementsystem (HWIMS) auf eine völlig neue Software- und Hardwarebasis zu stellen.

Eine zu Beginn der Neuentwicklung des HWIMS durchgeführte Analyse von bestehenden Systemen u.a. in den Bereichen Sensordatenverarbeitung und Hydrologie ergab, dass es kein Produkt gibt, das alle Anforderungen an das neue System unterstützt oder in vertretbarem Aufwand dahingehend erweiterbar ist. Einzelne Produkte erfüllen zwar die funktionalen Anforderungen, können aber nicht-funktionale Anforderungen wie Performance und Stabilität aufgrund ihrer Architektur nicht ausreichend bedienen. Insbesondere unter Fokussierung auf die nicht-funktionalen Anforderungen wurde sich bewusst dafür entschieden, das neue HWIMS als integrierte Individualsoftware zu entwickeln.

Den Schwerpunkt der Neuentwicklung des HWIMS bildeten folgende Ziele: Verbesserung der Stabilität und Verfügbarkeit; Verbesserung der Flexibilität gegenüber neuen fachlichen Anforderungen; Verbesserung der Performance; Verbesserung der Nutzerfreundlichkeit; Einführung mobiler Services; einfachere Bestätigung des Empfangs von Hochwassereilbenachrichtigungen; Verwendung von Standardkomponenten sowie State-of-the-Art-Technologien und -Schnittstellen; konsequente Umsetzung einer Schichtenarchitektur; Modularität von Komponenten unter Berücksichtigung der Schichtenarchitektur; Verbesserung des System- und Prozessmonitorings; Einführung einer Testumgebung; Integration derzeit bestehender Insellösungen und Kleinanwendungen in das System sowie die Reduzierung von Redundanzen bei den Stammdaten bzw. der Stammdatenverwaltung. Um die Anforderungen umzusetzen, wurde das System als Individualentwicklung mit einer serviceorientierten Architektur konzipiert und unter Verwendung von Standardtechnologien und etablierten Frontend- und Middleware-Produkten realisiert.

2.2 Aufbau des HWIMS

Unter Berücksichtigung der funktionalen Anforderungen (Was soll die Software leisten?) und nicht-funktionalen Anforderungen (Wie gut soll die Software die Leistung erbringen?), die im Vorfeld gemeinsam mit den zukünftigen Nutzern des Systems erhoben wurden, fiel die Entscheidung für eine Drei-Schichtenarchitektur zur Umsetzung der HWIMS Anwendungssoftware (vgl. Abbildung 4), bestehend aus:

- Präsentationsschicht
- Logikschicht
- Integrationsschicht

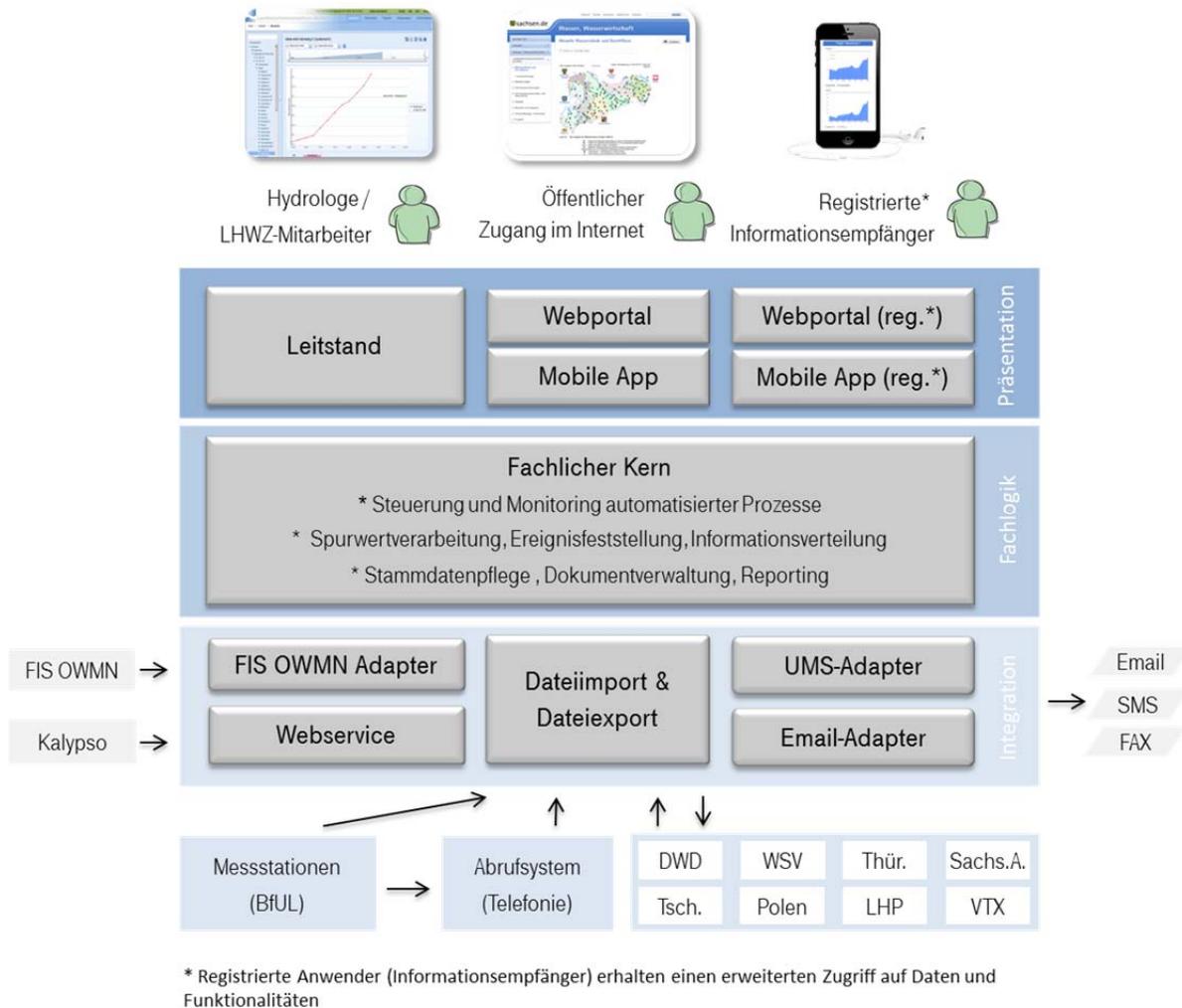


Abb. 4: Funktionaler Aufbau und Drei-Schichtarchitektur des neuen Hochwasserinformations- und -managementsystems.

Die Präsentationsschicht enthält für unterschiedliche Nutzergruppen zugeschnittene Applikationen.

- Der Leitstand ist die Anwendung für die Mitarbeiter des LHWZ. Zu den vom Leitstand unterstützten operativen Aufgaben gehören neben der Überwachung der aktuellen hydrologischen Lage, der Übernahme von Vorhersagewerten und der Erstellung von Hochwasserwarnungen, auch die Überprüfung der automatisch vom System gesteuerten Prozesse. Die Verwaltung von Messstationen und Informationsempfängern und die Konfiguration von Messwertabrufen gehören zu den vom Leitstand unterstützten administrativen Aufgaben.
- Das in den Internetauftritt des Freistaats Sachsen eingebundene Webportal ermöglicht der Öffentlichkeit Zugriff auf hochwasserrelevante Informationen wie Wasserstände und Niederschläge, Alarmzustände und Hochwasserwarnungen. Im Rahmen der Neuentwicklung des HWIMS wurde das Webportal mit einer zeitgemäßen Oberfläche und Navigation ausgestattet. Die mobile Variante des Webportals ist speziell für die Bedienung auf mobilen Endgeräten angepasst.

- Das Webportal für registrierte Informationsempfänger ermöglicht diesen Nutzern eine individuelle Auskunft zur Situation der für sie relevanten Messstationen und Flussgebiete. Die Informationsempfänger können hier ihre Kommunikationseinstellungen verwalten. Insbesondere die mobile Variante dieses Portals erlaubt neben dem Empfang auch die komfortable Bestätigung von Nachrichten und die Eingabe von Beobachterwerten.

In der Logikschicht sind die Verarbeitungsmechanismen und die Anwendungslogik enthalten. Hier erfolgt die Steuerung und das Monitoring folgender automatisiert ablaufender Prozesse:

- Die Spurwertverarbeitung dient der Plausibilisierung von Spurwerten und der Berechnung abgeleiteter Werte. Das System unterstützt den Einsatz und die Parametrisierung verschiedener Plausibilisierungs- und Berechnungsfunktionen.
- Die Ereignisfeststellung dient der Feststellung von Hochwasserereignissen für Spurwerte basierend auf hinterlegten Schwellwerten. Das System unterstützt die Konfiguration unterschiedlicher Ereignistypen (z.B. Alarmstufen 1 bis 4, Niedrigwasser, Flussgebietsaktivierung) und Schwellwerte.
- Die Informationsverteilung verteilt Nachrichten an Informationsempfänger basierend auf festgestellten Ereignissen und den Zustellplänen der Informationsempfänger. Das System unterstützt verschiedene Kommunikationskanäle (E-Mail, SMS, Fax, Sprachdialog), sowie die Verwaltung der Zustellpläne, Nachrichtentypen und -vorlagen.
- In der Dokumentverwaltung werden Dokumente revisionssicher abgelegt. Als Dokumente gelten beispielsweise von außen eingehende Dokumente (z.B. Wetterbericht) als auch von HWIMS generierte (z.B. Hochwasserwarnungen).
- Stammdatenverwaltung und Administration ermöglichen die Verwaltung der Informationsobjekte (Messstation, Informationsempfänger etc.), Nutzer und Rollen und die Konfiguration des Systems.
- Reports und Sichten sind Werkzeuge zur konfigurierbaren Darstellung von Informationen im System. Diese Werkzeuge ersetzen die vormals extern realisierten Excel-„Kleinanwendungen“ durch eine stabile integrierte Lösung.

Die Integrationsschicht enthält Komponenten zur Anbindung externer Systeme.

- Die Stammdaten der Messstationen werden aus dem führenden Fachinformationssystem „Oberflächenwasser Menge und Beschaffenheit“ (FIS OWMN) über den entsprechenden Adapter importiert. Damit werden im Altsystem bestehende Redundanzen und der damit verbundene Datenpflegeaufwand eliminiert. Der Adapter dient auch der Archivierung von Spurwerten in das FIS OWMN.
- Die Integration des Vorhersagesystems Kalypso erfolgt über den vom HWIMS angebotenen Webservice. Der Webservice stellt Stammdaten bereit und ermöglicht den bidirektionalen Austausch von Spurwerten und Dokumenten. Die Webservice-Schnittstelle ermöglicht zukünftig auch anderen, externen Systemen den Zugriff auf die Daten des HWIMS.
- Die Komponente Dateiimport & Datelexport dient dem Abruf, Empfang und der Bereitstellung von Dateien, die Spurwerte und Dokumente enthalten. Da die Schnittstellen der umgebenden Systeme sehr heterogen sind, erlaubt die Komponente die Konfiguration verschiedener Übertragungsprotokolle (File, FTP, HTTP) mit Zugangsparametern und die Transformation unterschiedlicher Spurwert-Formate (XML, ZRXP, CSV, ASCII) durch Skripte.

- Für den Versand (und Empfang) von SMS, Faxen, Sprachnachrichten und E-Mails wird auf bestehende Infrastruktur zurückgegriffen und das zentrale Unified Messaging System (UMS) des Freistaates Sachsen sowie ein E-Mail-Server über die entsprechenden Adapter angebunden.

2.3 Funktionsweise des HWIMS

Das HWIMS unterstützt die Erfüllung der Aufgaben des LHWZ durch die Umsetzung verschiedener Prozesse.

Zur Illustration der Funktionsweise des Systems sind im Folgenden die Schritte eines der automatisierten Hauptprozesse (siehe Abbildung 2) skizziert.

1. Abruf von Messwerten

Dateien mit Messwerten werden von externen Systemen (Messstationen des Freistaats Sachsen und Server anliegender Organisationen) empfangen bzw. regelmäßig abgerufen. Der Inhalt der Dateien wird mit konfigurierbaren Skripten in ein einheitliches internes Format transformiert.

2. Verarbeitung der Spurwerte

Die empfangenen Messwerte werden plausibilisiert und abgeleitete Spurwerte berechnet (z.B. Aggregationen und Durchfluss).

3. Feststellung von Ereignissen

Für die Spurwerte werden basierend auf hinterlegten Schwellwerten Hochwasserereignisse festgestellt.

4. Verteilung der Information

Für die Ereignisse werden Nachrichten erstellt, je nach Art des Ereignisses werden unterschiedliche Nachrichtentypen verwendet (z.B. Hochwassereilbenachrichtigung, Hochwasserstandsmeldung). Für die Nachrichten werden basierend auf hinterlegten Zustellplänen Informationsempfänger ermittelt und über ihre Kommunikationskanäle benachrichtigt.

Viele der vom System realisierten Prozesse sind weitgehend automatisiert und können auch mit instabilen Randbedingungen umgehen (z.B. fallen Messstationen aus oder Informationsempfänger bestätigen eine Nachricht nicht rechtzeitig). Ein Monitoring über die Prozesse und die Herausstellung technischer und fachlicher Ausnahmestände ist daher unumgänglich. Das HWIMS erfüllt diese Anforderungen durch die Bereitstellung spezifischer Sichten (im Leitstand) zur Überwachung von Abrufen und Informationsverteilung, sowie einer Statusübersicht für Messstationen. Warn- und Fehlermeldungen werden zudem in einen zentralen Meldungsmonitor geloggt.

Einige Ausnahmestände können vom System gelöst werden (z.B. durch das Starten eines Alternativabrufs über einen anderen Kanal). Andere Situationen erfordern ein manuelles Eingreifen der LHWZ-Mitarbeiter in den ansonsten automatischen Ablauf. Das System stellt dafür bestimmte Einstiegspunkte bereit, an denen automatische Prozesse gestoppt und gestartet sowie Eingaben für die Prozesse geändert werden können (z.B. Deaktivieren/Aktivieren von Berechnungen an einzelnen Spuren und manuelle Eingabe von Spurwerten).

2.4 Anwendungsszenario HWIMS

Eine zentrale Aufgabe des Landeshochwasserzentrums ist das Monitoring der aktuellen hochwasserbezogenen Situation in Sachsen. Im Folgenden wird dargestellt, wie Messdaten einer bestimmten Messstation eines ausgewählten Flussgebietes lokalisiert und angezeigt werden können.

Die Startansicht im Leitstand (Abbildung 5) zeigt die Karte des Freistaates Sachsen und angrenzender Gebiete mit allen registrierten Messstationen und deren aktuellen wasserstands-, durchfluss- und niederschlagsbezogenen Zuständen. Jede Station kann direkt in der Karte per Mausklick angewählt werden, um Details einzusehen oder spezielle Leitstandfunktionen auszuführen.

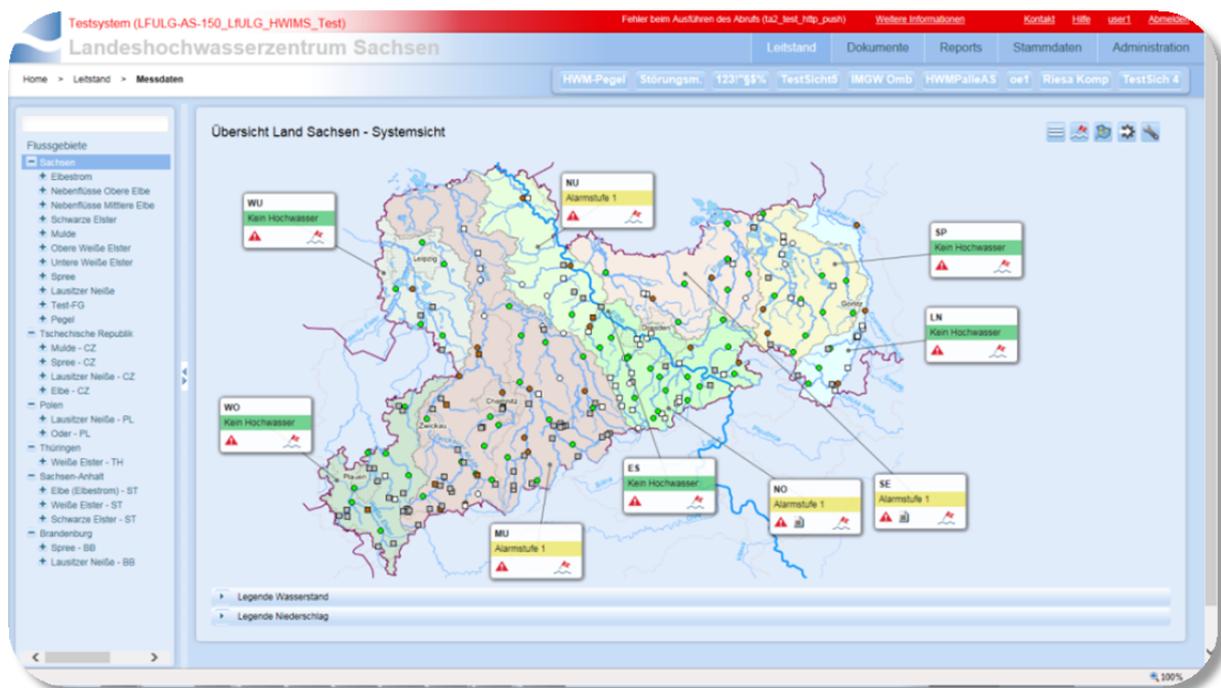


Abb. 5: Übersichtskarte Messstationen Sachsen im HWIMS-Leitstand.

Am linken Bildschirmrand steht zudem eine navigierbare Auswahlliste aller Flussgebiete, Messstationen und Spuren zur Verfügung. Darüber hinaus wird ein Suchfenster für die direkte Eingabe von Suchbegriffen zu den auszuwählenden Flussgebieten oder Messstationen bereitgestellt.

Die sogenannten Spuren enthalten Wertelisten über bestimmte Zeitintervalle, wobei die Werte einerseits direkt von den Messgebern und andererseits aus systemseitigen Nachberechnungen (Konsolidierung, Plausibilisierung etc.) stammen.

Nach Auswahl einer Messstation über eine der o.g. Varianten können in der Detailansicht einer Messstation verschiedene Operationen durchgeführt werden. Der Benutzer sieht zunächst die Wasserstands- und die Durchflussanzeige der ausgewählten Messstation (Abbildung 6). Die Ansicht kann wahlweise zwischen Diagramm und Tabellenansicht umgeschaltet werden. Auch können weitere Spuren hinzugefügt werden, um die Werte anderer Spuren direkt zueinander auszuwerten. Es besteht außerdem die Möglichkeit, den Zeitbereich für die anzuzeigenden Spurwerte zu filtern (Abbildung 7).

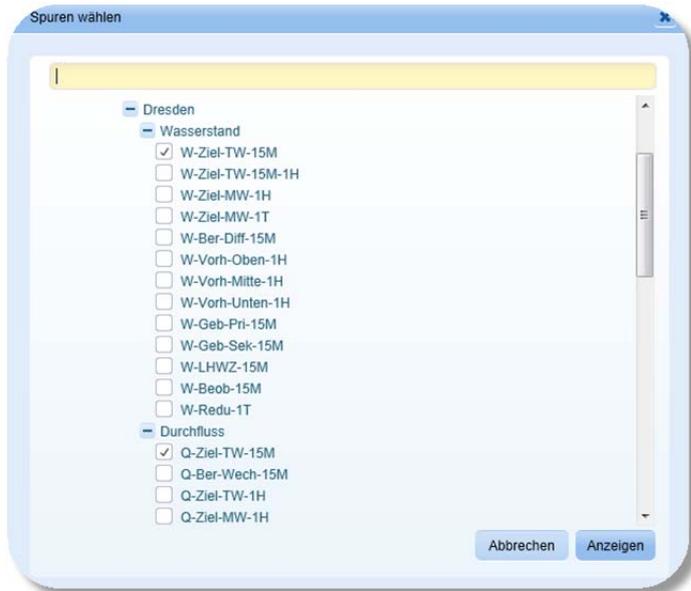


Abb. 6: Auswahlliste für Spuren von Messstationen.



Abb. 7: Auswahl Zeitbereich und tabellarische Anzeige Spurwerte.

Im Diagramm werden der Wasserstand als Liniendiagramm und der Niederschlag als Säulendiagramm dargestellt (Abbildung 8).

Die Werte im Diagramm können für jeden Erfassungs-/Berechnungszeitpunkt per Mouseover (Popup-Fenster) im Detail angezeigt werden (Abbildung 9).



Abb. 8: Kombinierte Darstellung von Pegelwerten und Durchflussmenge.



Abb. 9: Kombinierte Darstellung von Niederschlags- und Pegeldaten.

2.5 Ausfallsicherheit

Zur Gewährleistung der Ausfallsicherheit des HWIMS wurde eine durchgängig redundante Zweistranglösung konzipiert und umgesetzt.

Die Maßnahmen im Einzelnen:

- Der Leitstand wurde als Cluster bestehend aus zwei Knoten realisiert. Es erfolgt die Verteilung der Aufgaben (insbesondere Messdatenabrufe, Spurwertverarbeitung, Ereignisfeststellung) auf beide Knoten. Bei Ausfall eines Knotens übernimmt der jeweils andere Knoten die Ausführung der Aufgaben.

- Die Datenbank wurde als Cluster mit zwei separaten Knoten ausgelegt. Der Ausfall eines Knotens kann systemseitig beherrscht werden, die Daten liegen repliziert vor.
- Für das Webportal wurde eine analoge Zweistranglösung umgesetzt.
- Die einzelnen Knoten jedes Clusters stehen örtlich getrennt in separaten Rechenzentren und Gebäuden.
- Die Internetanbindung ist redundant.
- Für jeden Strang besteht darüber hinaus eine getrennte Stromversorgung, getrennte USV (Unabhängige Stromversorgung) und getrennte NEA (Netzersatzanlage). Jeder Server ist redundant angeschlossen (Stromversorgung Netzbetreiber und Stromversorgung USV). Bei Ausfall der Stromversorgung des Netzbetreibers puffert die USV, die NEA übernimmt die Stromversorgung der Hardware bis zur Rückkehr der Stromversorgung des Netzbetreibers.

3. Zusammenfassung

Das neukonzipierte und von Grund auf neu erstellte Hochwasserinformations- und -managementsystem des Freistaates Sachsen dient einer nachhaltigen Verbesserung des Hochwasserrisikomanagements. Erfahrungen der vergangenen, teilweise extremen, Hochwasserereignisse fanden bei Konzeption und Umsetzung Niederschlag. Das neue HWIMS bietet (1) Vereinheitlichung, Integration und Automatisierung von Fachaufgaben, was die Qualität und Effizienz der Arbeit des LHWZ unterstützt; (2) Schaffung einer modularen, zukunftssicheren Lösung, welche ohne erneute Veränderungen an der Software an neue Randbedingungen, Datenformate, Technologien, etc. anpassbar ist, z.B. Wegfall/Neubau von Messstationen, Übernahme neuer/anderer Daten, Änderung von Kommunikationswegen/Protokollen (z.B. IP-basierte DFÜ); (3) Erhöhung der Ausfallsicherheit und Skalierbarkeit im Ereignisfall/Hochlastbetrieb; durch verteilte serverseitige Lösungen ist eine volle, zukunftssichere Skalierbarkeit gegeben.

Darüber hinaus plant, koordiniert und bearbeitet das LHWZ Vorhaben und Projekte, welche der nachhaltigen Verbesserung und Stärkung des Hochwasserrisikomanagements dienen. Zu nennen sind hier die fortwährende und wissenschaftlich fundierte Optimierung der landeseigenen meteorologischen und hydrologischen Messnetze, Fortschreibung und fachlich-inhaltliche Konsolidierung von für das Hochwasserrisikomanagement relevanten Daten (beispielsweise Risikokarten) oder aber die Verbesserung der Hochwasserwarnung in kleinen Einzugsgebieten (KERL et al. 2016). Ein weiteres, eher mittel- und langfristig angelegtes Ziel ist die niedrighschwellige, nahtlose („Seamless Media“) Abgabe o.g. Produkte und Dienste sowie die Verschneidung und Kombination der dahinterliegenden Daten um für die Akteure des Hochwasserrisikomanagements einen wachsenden Mehrwert zu generieren.

Literatur

EU (2007): Europäische Union; Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, ABl. L 288 vom 06.11.2007, S. 27.

- JESCHKE, K.; GRAF, B.; KOLF, R. (2010): Bericht der Kommission der Sächsischen Staatsregierung zur Analyse der Meldesysteme im Zusammenhang mit dem Augusthochwasser 2010; Freistaat Sachsen, Staatsregierung.
- KERL, F.; PHILIPP, A.; MÜLLER, U. (2016): Kleinräumige Hochwasserfrühwarnung im Lichte operationeller Anforderungen: Chancen und Grenzen bezüglich Nutzeransprüchen, Antriebsdaten sowie hydrologischer Modellansätze; Beiträge zum Tag der Hydrologie 2016, Koblenz. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 37.16, S. 291–304.
- KIRCHBACH VON, H.-P.; FRANKE, S.; BIELE, H.; et al. (2002): Bericht der Unabhängigen Kommission der Sächsischen Staatsregierung – Flutkatastrophe 2002; Freistaat Sachsen, Staatsregierung, 2002.
- MÜLLER, U. (2010): Hochwasserrisikomanagement – Theorie und Praxis; Vieweg+Teubner Verlag, 440 Seiten, Wiesbaden.

Aus der Vergangenheit lernen, für die Zukunft vorbereitet sein – 10 Jahre hydrodynamische Abflussmodellierung der BfG zur Verbesserung hydrologischer Grundlagen an der Binneneibe

Norbert Busch, Marcus Hatz, Markus Promny und Matthias Hammer

Zusammenfassung

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde legt großen Wert darauf, qualitativ hochwertige, dem Stand der Technik entsprechende mathematische Abflussmodelle zur gewässerkundlichen Beschreibung der Bundeswasserstraßen einzusetzen, um die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes beraten zu können. An der Elbe wurden diese Modelle im Rahmen mehrerer nationaler bzw. internationaler Projekte seit 2005 erfolgreich zur Schließung von Wissenslücken und zum besseren Verständnis großräumiger hydrologisch-hydraulischer Wirkungszusammenhänge genutzt. Hierbei wurden erhebliche Defizite in den hydrologischen Grundlagendaten aufgedeckt. Dieser Beitrag versteht sich als Plädoyer, in Zukunft grundsätzlich Abflussmodelle in einem standardisierten Verfahren zur Ergänzung, Aktualisierung und Plausibilisierung hydrologischer Grundlagen insbesondere für Pegel einzusetzen. An Beispielen wird der Nutzen von Modellierungen für die Grundlagenermittlung rückgekoppelt.

1. Einleitung und Veranlassung

Seit den 1970er-Jahren setzt die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) ihre mathematischen Abflussmodelle für Bundeswasserstraßen (BWaStr) ein, um die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) hinsichtlich des Betriebs, der Unterhaltung und des Ausbaus der BWaStr zu beraten. Mit dem Ziel einer großräumigen Modellierung erfolgt der Modellaufbau für länderübergreifende Strecken; eine Aktualisierung findet infolge naturräumlicher Veränderungen oder bei Vorliegen neuer daten- bzw. softwaretechnischer Anforderungen statt. Die Verantwortung für diese Arbeiten liegt bei der BfG. Im Gegensatz dazu werden die für die Modellerstellung/Kalibrierung benötigten Geobasisdaten und hydrologischen Fachdaten überwiegend nicht von der BfG selbst erhoben, sondern von externen Dateneigentümern (WSV, Bundesländer) bereitgestellt. Da die Qualität und Aktualität dieser Daten wesentlich auch die Güte der darauf aufgebauten Modelle beeinflusst, ist es Aufgabe der Modellierer (in der BfG), die zur Verfügung stehenden Grundlagendaten zu evaluieren, Anforderungen zu aktualisieren und diese an die Datenerfasser zu kommunizieren. Trotz dieses kontinuierlich ablaufenden Prozesses, stellen die in der Praxis verwendeten Daten nicht selten einen unbefriedigenden Kompromiss hinsichtlich Genauigkeit, Aktualität und Umfang dar. Die BfG mit ihrer Modellexpertise ist nicht nur für die WSV, sondern auch für Dritte ein gefragter Partner, um gemeinsam Projekte mit hydrologischer Ausrichtung durchzuführen. Um auch zukünftig qualitativ hochwertige Modellergebnisse bereitstellen zu können, ist es aus Sicht der Modellierer notwendig, einen neuen Weg in der großräumigen Abflussmodellierung einzuschlagen. Dieser weist zwei gleichermaßen bedeutsame Richtungen aus: Gemäß der hydrologisch-hydraulischen Fragestellung ermittelt die BfG für ihre Partner weiterhin nach dem Stand der Technik Modellergebnisse zur Beschreibung der hydrologischen Wirkungszusammenhänge an BWaStr. Darüber hinaus muss es in Zukunft jedoch noch stärker das Ziel sein, den Erstellern von hydrologischen Fachdaten modellgestützte Hinweise für mögliche Verbesserungen ihrer Datenbasis zu geben. Hierzu gehören u.a. die Plausibilisierung existierender Daten, die Füllung von Datenlücken oder die Quantifizierung von Datenunsicherheiten. Die BfG sieht darin im übertragenen Sinn eine „moralische“ Verpflichtung, die

den Kategorien des Gebens und Nehmens in von der Zivilgesellschaft akzeptierten Normen entspricht. So versteht sich dieser Beitrag auch als Brückenschlag zwischen den Erzeugern von Modellgrundlagen und den „Konsumenten“ von Modellergebnissen. Es wird dabei versucht, bei allen an der hydrodynamischen Modellierung beteiligten Fachdisziplinen (u.a. Geodäsie, Hydrometrie, Hydraulik) für ein gemeinsames Verständnis zu werben und Überzeugungsarbeit für den beschriebenen bidirektionalen Einsatz der Modelle zu leisten.

2. Ausgangssituation nach 2002: Defizite in den hydrologischen Grundlagen

Das katastrophale Hochwasser der Elbe im August 2002 wirkte wie ein schriller Weckruf – auch in der hydrologischen Fachwelt. Zahlreiche in der Folge veranlasste internationale und nationale Projekte mit Beteiligung der BfG brachten zum Teil erhebliche Defizite in den hydrologischen Grundlagendaten für Pegel an der Elbe wie auch im Wissen über hydrologische Wirkungszusammenhänge ans Tageslicht. Immer stellten diese Arbeiten aber auch einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Kenntnisse bzw. zur Behebung der Defizite dar. Diesbezüglich fasst Tabelle 1 – mit Blick auf den Stand von vor ca. zehn Jahren (2005) – aus BfG-Sicht die Situation in vier modellierungsrelevanten Themenfeldern zusammen.

Tab. 1: Identifizierte Defizite in den hydrologischen Grundlagen an der Elbe (Stand: 2005)

Ird. Nr.	Themenfeld	Thema	Raumbezug		Defizitanalyse 2005			Einsatz hydraulischer Modelle möglich?
			Standort-bezogen (Pegel, Messstelle)	Strecken-bezogen (entlang des Flusses)	mit hoher Qualität vorhanden	Defizite vorhanden	keine belastbaren Grundlagen vorhanden	
1	Naturmessung geometrischer/hydrologischer Daten	Vermessung der Gerinnegeometrie ("nasser" Bereich)	x	x	x			
2		Vermessung der Vorlandgeometrie ("trockener" Bereich)		x		x		
3		Wasserspiegelfixierungen		x	x			
4		Wasserstandsmessungen	x		x			
5		Abflussmessungen	x			x		
6	Auswertung der Messdaten zur Ermittlung hydrologischer und geodätischer Grundlagen	Digitales Geländemodell des Wasserlaufs (DGM-W)		x			x	
7		Ermittlung von Abflusskurven	x			x		2D
8		lange Reihen der Wasserstände (W-Tageswerte)	x		x			
9		lange Reihen der Abflüsse (Q-Tageswerte)	x			x		
10		lange Reihen der Jahreshöchstabflüsse (HQ-Reihen)	x			x		1D
11		Hauptwerte der Wasserstände	x		x			
12		Hauptwerte der Abflüsse	x			x		
13		statistische Extremwerte HQ _x	x			x		
14	statistische Extremwerte W(HQ _x)	x			x		1D	
15	Modell	überregionales hydraulisches 1D-Modell		x			x	
16		überregionales hydraulisches 2D-Modell		x			x	
17	Modellbasierte Analyse großräumiger Wirkungszusammenhänge	gleichwertige Abflusslängsschnitte		x			x	1D
18		Wasserspiegellagen für gleichwertige Abflusslängsschnitte		x			x	1D / 2D
19		großräumiger Wellenablauf / überregionale Retentionseffekte		x		x		1D
20		überregionale Talsperrenwirkungen		x			x	1D
21		überregionale Wirkung von Poldern		x			x	1D/2D
22		überregionale Wirkungen von Maßnahmen im Vorland	x	x			x	2D
23		Wirkung von Deichrückverlegungen	x	x		x		2D

Für die Themenfelder (1) Naturmessungen, (2) Generierung von geodätischen und hydrologischen Basis- und Fachdaten, (3) Modellerstellung und (4) modellbasierte Analyse werden die im hydrologischen Kontext wichtigsten Fragestellungen und Themen stark verkürzt aufgelistet und hinsichtlich ihres Raumbezugs (pegel- oder streckenbezogen) eingeordnet sowie mit einer Einschätzung der Defizitsituation im Jahr 2005 versehen. Im Sinne der in Kapitel 1 beschriebenen zweigleisigen Ausrichtung der großräumigen Abflussmodellierung in der BfG wird sowohl für (2) als auch für (4) aufgezeigt, ob und welche Abflussmodelle (1D oder 2D)

einen Beitrag zur Behebung der Defizite und zur Verbesserung der Grundlagen leisten können. Anhand zweier Beispiele sollen diese Zusammenhänge detaillierter ausgeführt werden. Neben gemessenen Wasserständen gilt der Abfluss als zentrale Größe zur Beschreibung der hydrologischen Verhältnisse in Gewässern. Für überregional bedeutsame Pegel werden auf Wasserstands(W)- und Abfluss(Q)messungen basierende Abflusskurven festgelegt (W-Q-Beziehungen), die zu jedem Zeitpunkt ihrer Gültigkeit eine maximal erreichbare Genauigkeit aufweisen sollen (LAWA 1991). Gemessene Wasserstände können dann mithilfe von Abflusskurven in Abflüsse umgerechnet werden. Daraus resultierende lange Abflussreihen für Pegel dienen als Grundlage für die gewässerkundliche Statistik. Ändern sich die Durchflussverhältnisse signifikant, sind neue Abflusskurven einzuführen. Beispielsweise waren für den Pegel Neu Darchau an der unteren Mittelelbe (zur Lage vgl. Abbildung 4) zur Beschreibung der W-Q-Beziehungen seit 1926 bis 2014 zehn verschiedene Abflusskurven gültig.

Die aus den gültigen Abflusskurven hervorgehenden Entwicklungen der Wasserstände für MQ (mittlerer Abfluss), MHQ (mittlerer Hochwasserabfluss) und HQ_{10} (Abfluss mit einem statistischen Wiederkehrintervall von 10 Jahren) zeigen in Abbildung 1 teilweise zeitlich gegensätzliche Verläufe, die ohne weitergehende Prozessanalyse nur schwer in Einklang miteinander zu bringen sind. So ergeben sich, bezogen auf die ab 1970 gültige Abflusskurve, im Vergleich zum vorangegangenen Zeitraum für MQ höhere Wasserstände, für MHQ niedrigere Wasserstände und für HQ_{10} gleichbleibende Wasserstände. Im Zeitverlauf sinkende Wasserstände bei gleichen Abflüssen können beispielweise auf langfristige Erosionsprozesse im Bereich des Pegels hindeuten. Umgekehrt kann Sedimentation oder die Änderung des Vorlandbewuchses zu einer sinkenden Leistungsfähigkeit des Pegelprofils führen – erkennbar an im Zeitverlauf steigenden Wasserständen bei gleichen Abflüssen.

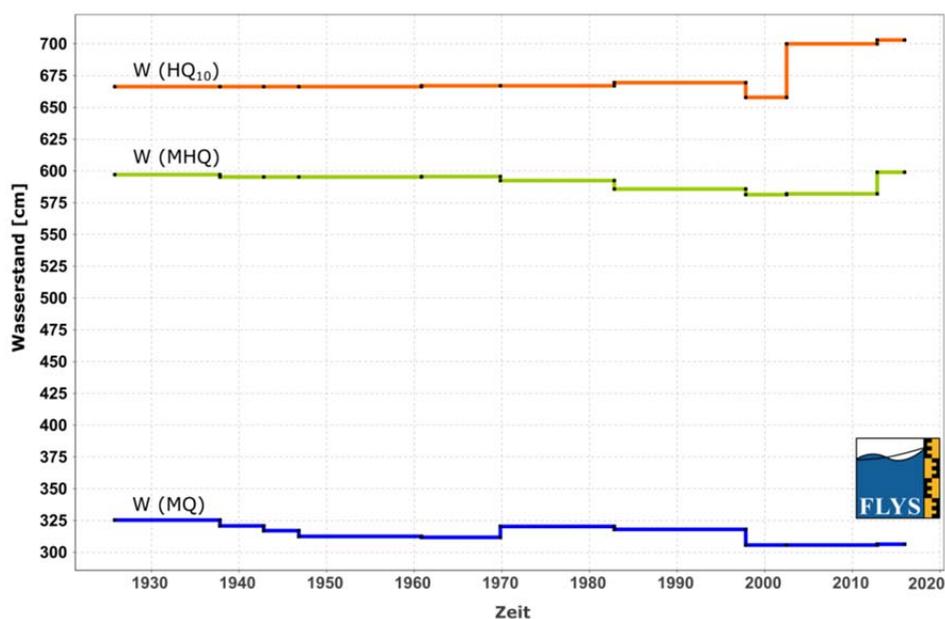


Abb. 1: Zeitliche Entwicklung der Wasserstände seit 1926 für ausgewählte gleiche Haupt- und Extremwerte des Abflusses am Pegel Neu Darchau (Quelle: Fachdienst FLYS der BfG).

Im Fall der Abflusskurve Neu Darchau hat sich für MQ somit die Leistungsfähigkeit des Pegelprofils verschlechtert, bei MHQ hingegen verbessert. Dieser Effekt scheint bei einem um etwa 75 cm höheren Wasserstand für HQ_{10} nicht mehr von Bedeutung zu sein. Bei solch gegenläufigen Tendenzen stellt sich unweigerlich die Frage, wie das Profil bzw. die im Gerinne ablaufenden hydraulischen Prozesse sich in Abhängigkeit vom Abfluss verändert haben. Auch die um ca. 40 cm erhöhten Wasserstände für HQ_{10} nach Einführung der neuen Abflusskurve ab 2002 lassen sich nicht ohne weitere Hinweise erklären, da der ebenfalls bereits ausufernde Wasserstand für MHQ unbeeinflusst blieb.

Im Vergleich zur gültigen Abflusskurve können neuere Abflussmessungen Änderungen der Durchflussverhältnisse aufzeigen und die Veranlassung für die Einführung einer neuen Kurve geben. Mit Hilfe von Messungen werden die Wirkungen eines Prozesses, der für die Änderung der Durchflussverhältnisse verantwortlich ist, quantifiziert. Den Prozess selbst identifizieren kann eine Abflussmessung jedoch nicht. Aufgrund der fundamentalen Bedeutung von Abflusskurven für die Hydrologie und für verschiedene Nutzungsaspekte (z.B. Festlegung von Bemessungsgrößen; vgl. Kapitel 4.2) wäre es zielführend, die Einführung einer neuen Abflusskurve mit einer Analyse zur Identifikation des verursachenden Prozesses zu verknüpfen, diese in einem umfassenden Bericht zu dokumentieren und so die kausale Kette zwischen Ursache und Wirkung zu schließen. Für solche Aufgabenstellungen bieten sich verstärkt hydraulische 2D-Modelle an, wie sie an der Elbe auf Veranlassung der WSV und im Auftrag der BfG aktuell zur Verifizierung der Abflusskurve am Pegel Dresden eingesetzt werden (TH Nürnberg 2016).

Die kontinuierlich gemessenen Abflüsse an Pegeln verlieren für bestimmte statistische Berechnungen (z.B. Extremwertstatistik) ihren Zeitstempel. Alle verwendeten Zahlen werden als gleichwertig angesehen, was im Falle langer Abflussreihen zum einen die Forderung nach der Richtigkeit aller verwendeten Abflusskurven impliziert (s.o.), zum anderen aber auch einer Vergleichbarkeit (Homogenität) der die hydrologischen Prozesse beeinflussenden Systemzustände bedarf. Abbildung 2 zeigt für den Pegel Wittenberge (s. Abbildung 4) die Reihe der jährlichen Scheitelabflüsse für den Zeitraum 1890–2015.

Diese Reihe ist inhomogen, da die in ihr enthaltenen Scheitelabflüsse unterschiedlich stark durch den Betrieb der großen Talsperren in den Einzugsgebieten der Moldau, Eger und Saale beeinflusst sind. Die unterschiedlichen Phasen der Beeinflussung illustriert ebenfalls Abbildung 2. Vor 1932 existierte noch keine der fünf aufgeführten Talsperren, heutige Verhältnisse gelten annähernd seit 1968. Instationäre Modellberechnungen mit großräumigen 1D-Abflussmodellen des tschechischen Masaryk-Instituts für Wasserforschung und der BfG für die vier großen Elbe-Hochwasser seit 2002 (BfG 2012, BfG 2013b) zeigen exemplarisch das ermittelte Ausmaß der Beeinflussung durch die Talsperren.

Die in Abbildung 3 dargestellten streckengemittelten Scheitelreduktionen durch die existierenden Talsperren bei den Hochwassern 2002, 2006, 2011 und 2013 reichen bis zu einem Meter an der tschechisch-deutschen Grenze und betragen immer noch mehrere Dezimeter im Abschnitt der unteren Mittel-Elbe kurz vor den Toren Hamburgs. Für den Pegel Wittenberge entsprechen diese Ergebnisse bei den Hochwassern eingetretenen Scheitelreduktionen zwischen $450 \text{ m}^3/\text{s}$ und $850 \text{ m}^3/\text{s}$ (vgl. Abbildung 2). Diese Einzelresultate bestätigen somit, dass aufgrund des erheblichen Ausmaßes der Beeinflussung durch Talsperren gegenwärtig für alle Abflusspegel der Elbe in Deutschland keine belastbaren, aus der Extremwertstatistik stammenden Grundlagen für Hochwasserabflüsse vorliegen.

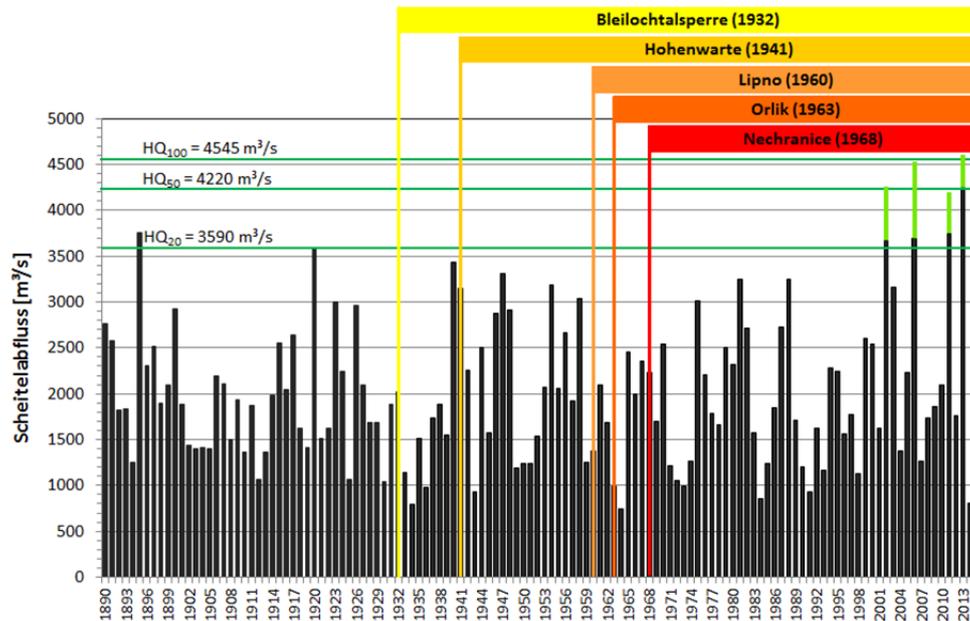


Abb. 2: Inhomogene Reihe der Scheitelabflüsse am Pegel Wittenberge (1890–2015).

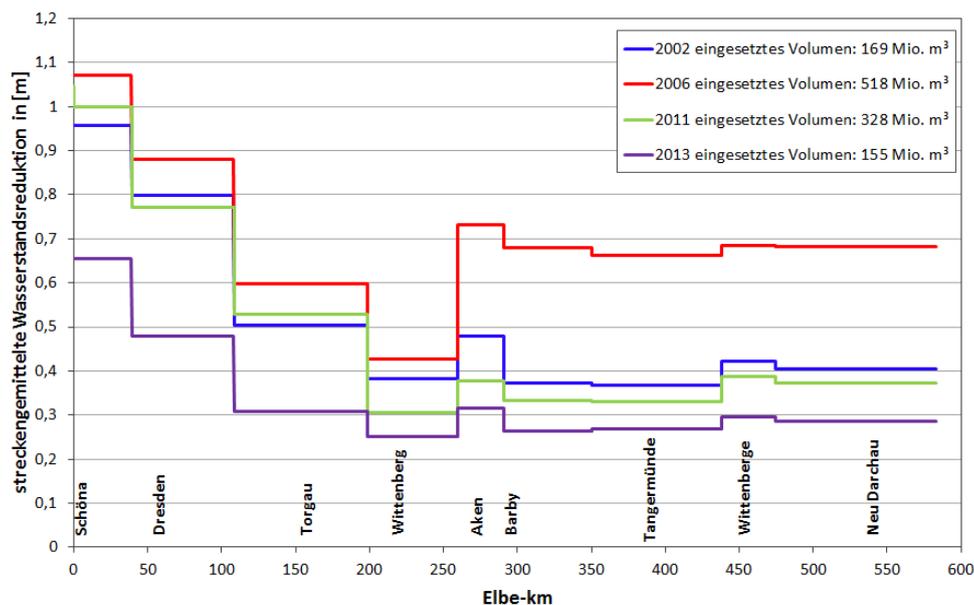


Abb. 3: Scheitelreduktionen an der Elbe durch Talsperren in Tschechien und an der Saale.

Zur Homogenisierung der langen HQ-Reihen für Elbepegel sind ebenfalls Abflussmodellierungen vorzunehmen – im Gegensatz zur Verifizierung von Abflusskurven jedoch mit 1D-Modellen und in einem großräumigeren Zusammenhang über den gesamten Elbelauf hinweg. Hierzu wurde von der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG) in Kooperation mit der BfG und tschechischen Partnern bereits 2013 ein Forschungsprojekt initiiert, das im Jahr 2017 abgeschlossen werden soll.

Beide Beispiele – die Überprüfung von Abflusskurven und die Homogenisierung langer HQ-Reihen – verdeutlichen den Bedarf nach verbesserten hydrologischen Grundlagendaten. Sie zeigen auch, dass hierfür zuerst ein besseres Verständnis der Wirkungszusammenhänge auf

unterschiedlicher räumlicher Skala erarbeitet werden muss. Da hierfür Modelle wichtige Beiträge leisten, sollen die in der BfG betriebenen hydrodynamischen Fließgewässermodelle der Binnenelbe im Folgenden näher vorgestellt werden.

3. Großräumige hydraulische Modelle der BfG für die Binnenelbe

Mathematische Abflussmodelle für BWaStr werden in der BfG für zahlreiche Anwendungszwecke aufgebaut und betrieben. Wichtige Nutzungen sind der Einsatz im Rahmen der operationellen Wasserstandsvorhersage (RADEMACHER et al. 2006) und für die Analyse klimabedingter Auswirkungen auf Wasserhaushalt und v.a. auf Wasserstände in schiffbaren Gewässern (NILSON et al. 2014). Für Transport- und Ausbreitungsmodellierungen der BfG in den Fachdisziplinen der Gewässermorphologie (Sedimenttransport) oder der Gewässergüte (u.a. Transport von Schadstoffen) liefert die Abflussmodellierung ebenfalls die Grundlage. Im vorliegenden Beitrag liegt der Fokus jedoch auf den hydraulischen Modellen, die an der Binnenelbe für die gewässerkundliche Analyse eingesetzt werden.

3.1 Einsatz von Fließgewässermodellen der BfG zur gewässerkundlichen Analyse

Auch im Rahmen der gewässerkundlichen Ist-Beschreibung/Analyse lassen sich nochmals verschiedene Fragestellungen unterteilen, zu deren Bearbeitung Modelle genutzt werden.

- Klassisch finden sie Anwendung zur Deckung des allgemeinen Informationsbedarfs über Wasserstände an den BWaStr für beliebige Abflüsse und Standorte, auch zwischen den Pegeln (Kapitel 4.1). Für Betriebs- und Bemessungszwecke werden für kennzeichnende Abflüsse in stationären Berechnungen die sich einstellenden Wasserspiegellagen ermittelt.
- Der Einsatz von Abflussmodellen ist darüber hinaus unverzichtbar, um die aktuellen hydrologisch-hydraulischen Wirkungszusammenhänge entlang der Gewässer aufzeigen zu können (z.B. natürliche Retentionseffekte, Ablauf von Hochwasserwellen) und so im Ergebnis instationärer Berechnungen ein besseres Verständnis über lokale (Kapitel 4.2) und großräumige (Kapitel 4.1) hydraulische Prozesse zu befördern.
- Ohne den Einsatz qualitativ hochwertiger Abflussmodelle als prognostische Instrumente können natürliche bzw. anthropogen bedingte Änderungen in und an den Gewässern nicht in ihren klein- bzw. großräumigen Wirkungen auf Wasserstände und Abflüsse ermittelt und verstanden werden. Dies gilt insbesondere zum Nachweis der Wirkungen von baulichen Maßnahmen (u.a. Polder, Deichrückverlegungen und Talsperren) zur Verbesserung der Hochwassersituation (Kapitel 2).
- Hydraulische Modelle werden vermehrt zur Plausibilisierung und Verbesserung hydrologischer Grundlagen für Pegel (z.B. Abflusskurven) herangezogen. Diese Art von Modelleinsätzen wird in der BfG zunehmend als Daueraufgabe zur nachhaltigen Unterstützung der WSV bei der Ermittlung und Aktualisierung von hydrologischen Grundlagendaten angesehen (Kapitel 2 bzw. 4.2).

3.2 Hydrologische Messdaten als Modellgrundlagen

Im Allgemeinen existiert für die Elbe (wie für die meisten anderen frei fließenden BWaStr auch) eine qualitativ befriedigende bis sehr gute Basis an hydrologischen Messdaten, um

großräumige hydraulische Modelle kalibrieren und validieren zu können (vgl. Tabelle 1). Benötigt werden hierfür zeitlich hochaufgelöste gemessene Wasserstände und Abflüsse an Pegeln, ereignisbezogene Abflussmessungen und Abflusskurven sowie gemessene Wasserstände aus Wasserspiegelfixierungen, in denen Wasserstände im Längsprofil der Gewässer möglichst bei stationären Zuständen erfasst werden.

Hervorragend und in seiner Dichte wohl einzigartig an frei fließenden BWaStr ist das enggeknapfte Pegelnetz an der Elbe, das in Abbildung 4 dargestellt ist. Die WSV betreibt gegenwärtig zwischen der tschechisch-deutschen Grenze bei Schöna und der Stauanlage Geesthacht 40 Pegel mit kontinuierlichen, online verfügbaren Wasserstandsmessungen; für 10 Pegel werden zudem über Abflusskurven Abflüsse ermittelt. An der Elbe befinden sich mit den Messstellen in Dresden (errichtet: 1775; regelmäßige Ablesung seit 1806) und Magdeburg (errichtet: 1727; regelmäßige Ablesung seit 1898) auch die ältesten Pegel in Deutschland.



Abb. 4: Übersichtskarte des Elbeinzugsgebiets in Deutschland mit 40 Pegeln (Quelle: Pegelonline WSV) an der Binneneibe.

3.3 Geodätische Grundlegendaten und Basisprodukte für die Modellierung

Bereits vor dem katastrophalen Hochwasser der Elbe im August 2002 hatten Bund und Länder die Erstellung eines gemeinsamen Digitalen Geländemodells des Wasserlaufs (DGM-W) der Elbe und der angrenzenden Vorländer vereinbart. Umfangreiche Datensätze aus den Jahren 2003 bis 2006 aus Fächerecholotpeilungen der WSV zur Abbildung der Gerinnegeometrie zwischen den Bühnenköpfen („nasser Bereich“, vgl. Tabelle 1) und Laserscandaten aus vorgenommenen Befliegungen zur Erfassung der Topografie der Vorländer („trockener

Bereich“, vgl. ebenfalls Tabelle 1) wurden zum Aufbau des DGM-W verwendet. Mit der Bereitstellung eines qualitativ hochwertigen DGM-W Ende des Jahres 2007 durch die Vermessung (BfG 2008a) stand erstmals entlang der gesamten frei fließenden Elbe in Deutschland für großräumige hydraulische Modellierungen ein weitestgehend homogener Datensatz der Geländehöhen bereit, in dem der Elbeverlauf zwischen den Deichen in hoher Auflösung (1 m-Quadratgitter-Raster) abgebildet wird. Dieser wurde von der BfG genutzt, um bis zum Ende des Jahres 2009 ein hydraulisches 1D-Modell der gesamten deutschen Binnenelbe zu erstellen (BCE 2009). Seit dem Jahr 2014 besitzt die BfG darüber hinaus ein 2D-hydraulisches Modell der unteren Mittel-Elbe (BfG 2015). Beide Modelle werden nachfolgend sowie in Tabelle 2 kurz vorgestellt.

3.4 Das hydraulische 1D-Modell der Elbe zwischen Ustí nad Labem und Geesthacht

Das 1D-Fließgewässermodell der Elbe (Software: SOBEK) wurde gleichermaßen für großräumige hydraulische und morphologische Untersuchungen in der BfG entwickelt. Es basiert auf den in Kapitel 3.3 genannten vermessungstechnischen Grundlagen und bildet den etwa 620 km langen Elbelauf zwischen Ustí nad Labem (CZ) und dem Wehr Geesthacht (D) ab. Im gekoppelten Modell werden die vier größten Elbezuflüsse in Deutschland (Schwarze Elster und Mulde im Mündungsbereich, Saale und Havel großräumiger) ebenfalls modelliert. Insgesamt umfasst das eingesetzte Modellsystem somit Gewässerstrecken mit einer Länge von ca. 800 km. Es kann aufgrund seiner umfassenden stationären und instationären Kalibrierung und Validierung (BCE 2009) sowohl für großräumige Wasserspiegellagenberechnungen, die von der BfG online über den Fachdienst FLYS (BfG 2013a) bereitgestellt werden, als auch für Wellenablaufberechnungen (u.a. BfG 2011, BfG 2012, BfG 2013b) in einem breiten Abflussspektrum eingesetzt werden.

Seit Fertigstellung wurde das Modell mehrfach optimiert und aktualisiert: So konnte u.a. die anfänglich mäßige Abbildung der hydrologischen Zusammenhänge an der oberen Elbe (v.a. im Hochwasserfall) verbessert werden; zwischenzeitlich fertiggestellte Deichrückverlegungen bei Oberluch (Sachsen-Anhalt), Bleckede/Mahnkenwerder (Niedersachsen/Mecklenburg-Vorpommern) und Lenzen (Brandenburg) wurden im Modell nachgeführt. Gegenwärtig wird das SOBEK-Modell durch die BfG zur Homogenisierung der langen HQ-Reihen für Elbepegel in Deutschland (s. Kapitel 2) und zur wissenschaftlichen Begleitung des durch den Bund initiierten Nationalen Hochwasserschutzprogramms (NHWS; BfG 2016) eingesetzt.

3.5 Das hydraulische 2D-Modell der Elbe zwischen Wittenberge und Geesthacht

Im Rahmen einer Kooperation der BfG mit den Bundesländern Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein wurde im Jahr 2014 ein 2D-hydrodynamisches Modell zur Analyse der Strömungsverhältnisse der unteren Mittel-Elbe fertiggestellt (BfG 2015). Das Modell umfasst die gesamte Fließstrecke zwischen dem Pegel Wittenberge und dem Wehr Geesthacht. Es wurde anhand von Mittelwasser- und Hochwasserfixierungen stationär kalibriert sowie validiert und ist geeignet die Strömungssituation, auch auf den Vorländern der Elbe, realistisch wiederzugeben.

Eingesetzt wurde es bisher im Rahmen der genannten Kooperation zur Untersuchung der Wirkung durchgeführter und geplanter abflussverbessernder Maßnahmen (Vegetationsrück-

schnitt, Flutrinnen, Vorlandabgrabungen, Deichrückverlegungen) auf den Vorländern der Elbe (BfG 2015, PROMNY et al. 2014). Im Rahmen verschiedener über das NHWSP geförderter Projekte, in denen die BfG auch zukünftig mit den Ländern kooperieren wird, soll das Modell technisch weiterentwickelt, oberstrom bis Tangermünde erweitert und an ein zu erstellendes 2D-Modell der Havel von Berlin bis zur Mündung in die Elbe gekoppelt werden.

Tab. 2: Übersicht über wichtige Merkmale und Anwendungen der vorgestellten Modelle.

	1D-Modell "SOBEK-Elbe"	2D-Modell "Delft-3D-Untere Mittelbe"
oberer Modellrand	Pegel Ustí nad Labem [Elbe-km -38,7]	Pegel Wittenberge [Elbe-km 453,9]
unterer Modellrand	Wehr Geesthacht [Elbe-km 585,9]	Wehr Geesthacht [Elbe-km 585,9]
hydrodynamisch modellierte Nebenflüsse	Havel [BWaStr]: unterhalb Rathenow [ca. 60 km] Saale [BWaStr]: unterhalb Halle-Trotha [ca. 89 km] Mulde : Mündungsbereich [ca. 24 km] Schwarze Elster : Mündungsbereich [ca. 10 km]	-
Gesamtlänge	ca. 800 km	ca. 130 km
Modellsoftware	SOBEK-River 2.x (1D)	Delft-3D 5.x (2D-Modus)
Softwareentwicklung	Deltares (Niederlande)	Deltares (Niederlande)
räumliche Auflösung	Querprofilabstand: 200 m	Gitterweite: 25 m
Geometrie	DGM-W 2006 (BFG 2008a)	DGM-W 2006 (BFG 2008a) inkl. Ergänzungen
Kalibrierung	stationär : NW 09/2004, MW 06/2005, HW 03/2005, HW 04/2006 instationär : HW 03/2005, HW 04/2006	stationär : MW 06/2005, HW 01/2011 instationär : -
abgeschlossene Projekte (Literaturquellen)	BFG 2009, BFG 2011, BFG 2012, BFG 2013b, BFG 2016	BFG 2015
aktuelle Projekte (mit Einsatz der BfG-Elbemodelle)	- Homogenisierung der langen HQ-Reihen an der Elbe (Partner: FGG Elbe, 2013 - 2017) - Analyse der Wirkung von Maßnahmen des Nationalen Hochwasserschutzprogramms (Partner: BMUB, UBA, Bundesländer, 2015 - 2019)	- Optimierung der Nutzung der Havelpolder (Partner: Bundesländer im Rahmen des NHWSP, 2015 - 2018) - Zwei weitere Projekte an der Havel und der unteren Mittelbe sind in Planung.

4. Ausgewählte Ergebnisse hydraulischer Berechnungen – Verbesserung von hydrologischen Grundlagen und Wissen zu Wirkungszusammenhängen

Im Folgenden soll aufgezeigt werden, wie bereits in vergangenen Modellierungsprojekten an der Elbe Potenziale für die beschriebene zweigleisige Orientierung der hydraulischen Modellierung (Verständnis von Wirkungszusammenhängen und Verbesserung von Grundlagendaten) entwickelt oder genutzt wurden. Mit einer schlaglichtartigen Betrachtung von zwei Fallbeispielen aus Projekten der BfG soll somit die Intention aus Kapitel 2 wieder aufgegriffen werden.

4.1 Stationäre und instationäre 1D-Modellberechnungen zur Ermittlung von gleichwertigen Abflusslängsschnitten und Wasserspiegellagen der Elbe

Außer für die sächsische Elbestrecke lagen im Jahr 2006 keine gleichwertigen Abflusslängsschnitte als Grundlage für die stationäre Berechnung von Wasserspiegellagen an der Elbe vor. In BfG (2008b) wurden lediglich für fünf Zielpegel (Dresden, Torgau, Barby, Wittenberge und Neu Darchau) die maßgeblichen Abflüsse für statistische Extremwerte festgelegt. Dies reicht als Abflussvorgabe für stationär zu ermittelnde Wasserspiegellagen entlang der gesamten Binnenelbe nicht aus. Zur weiteren Detaillierung der für die hydraulischen Berech-

nungen benötigten Abflusslängsschnitte wurden deshalb im Rahmen von instationären 1D-Modellierungen mit synthetischen Hochwasserwellen die beiden wesentlichen den Abfluss beeinflussenden Prozesse an der Elbe analysiert: (a) die Scheitelabflachungen infolge instationärer Retentionseffekte und (b) die Abflussüberlagerungen aus Nebenflüssen, die die weiteren Abflussveränderungen auf der Fließstrecke zwischen den fünf genannten Pegeln verursachen. Das hierzu verwendete Verfahren ist in BfG (2009) detailliert beschrieben. Ergebnis waren gleichwertige Längsschnitte für Haupt- und Extremwerte des Abflusses, die lückenlos die Abflussänderungen an allen relevanten „Stützstellen“ (Pegelstandorte, Nebenflussmündungen, Verzweigungen) entlang der Elbe beschreiben. Sie sind in Abbildung 5 dargestellt und bildeten im Rahmen eines Kooperationsprojektes mit der FGG Elbe die Grundlage für nachfolgende Berechnungen stationärer Wasserspiegellagen für die gesamte deutsche Binneneibe (Wasserspiegellagen nicht dargestellt).

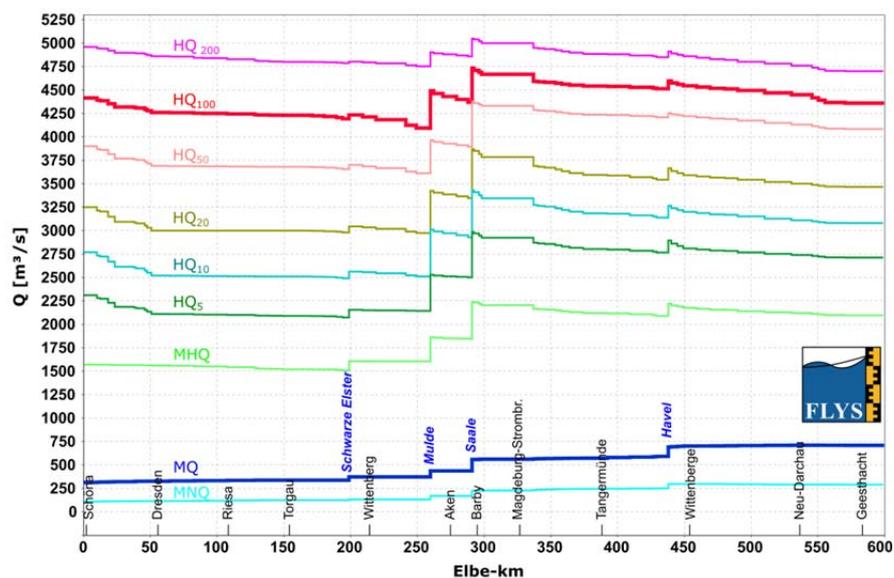


Abb. 5: Festlegung gleichwertiger Längsschnitte für Haupt- und Extremwerte des Abflusses (Quelle: Fachdienst FLYS der BfG).

Besitzt man über ein weites Abflussspektrum hinweg eine „enge“ Abfolge von solchermaßen berechneten Wasserspiegellagen, dann bietet sich darauf basierend die Möglichkeit, W-Q-Beziehungen nicht nur an Pegeln, sondern an jeder Stelle des Gewässerlaufs zu ermitteln. Exemplarisch wurde in Abbildung 6 eine W-Q-Beziehung für den Pegel Dömitz an der unteren Mittel-Elbe ermittelt. Für ihn ist eine aus Abflussmessungen belegte Abflusskurve nicht verfügbar. Die ebenfalls in Abbildung 6 verzeichneten Messwerte aus Wasserspiegelfixierungen (rote Punkte) zeigen die Güte bzw. Plausibilität der modellierten W-Q-Beziehung. Erstellt man solche W-Q-Beziehungen nicht nur an ausgewählten Orten, sondern in regelmäßigen Abständen entlang der gesamten modellierten Elbestrecke, dann kann deren großräumige Auswertung auch die Kenntnis überregionaler Wirkungszusammenhänge fördern. Abbildung 6 weist vier Abflussbereiche („um MNQ“, „größer MQ“, größer HQ₅“ und „größer HQ₁₀₀“) aus, für die jeweils die mittlere Steigung [cm je 100 m³/s Abflussänderung] der Kurve berechnet werden kann. Trägt man diese mittleren Steigungen aus W-Q-Beziehungen im Gewässerlängsschnitt der Elbe auf, ergibt sich das in Abbildung 7 zu erkennende Bild. Für

Standortbeschreibungen sowie für Planungs- und Unterhaltungszwecke können diese charakteristischen Kennzahlen („Faustwerte“) zur Einschätzung der Leistungsfähigkeit von Gewässerprofilen dienen.

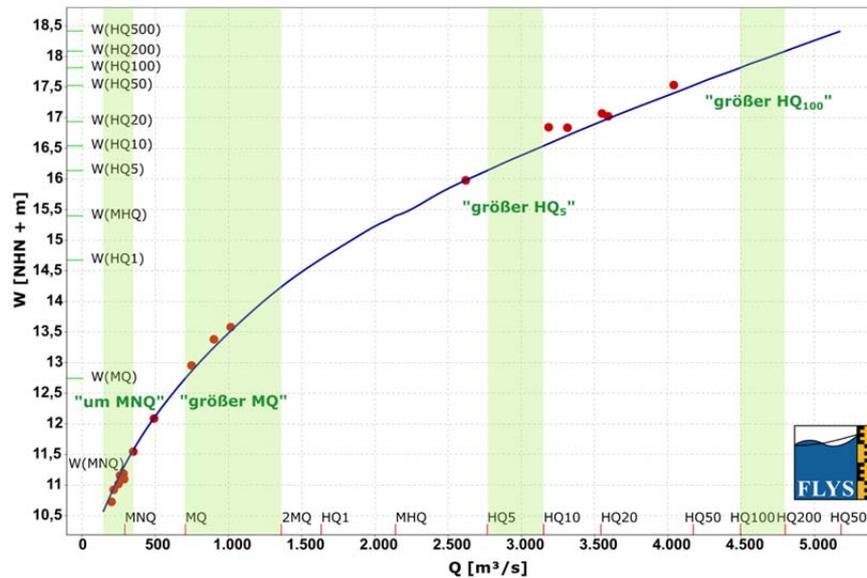


Abb. 6: Aus 30 stationären Wasserspiegellagen berechnete Abflusskurve des Pegels Dömitz [blau] und gemessene Wasserspiegelfixierungen [rot] (Quelle: Fachdienst FLYS der BfG).

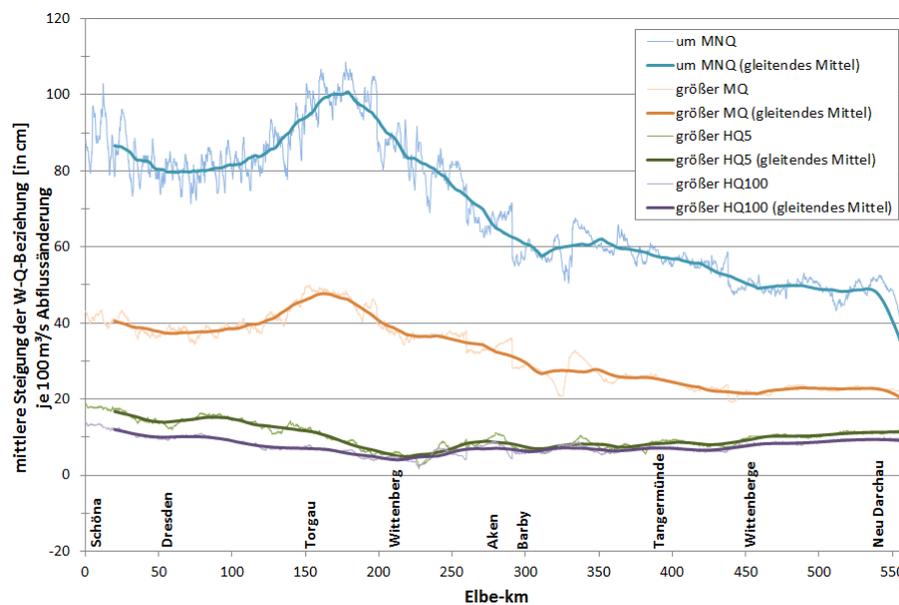


Abb. 7: Längsschnitt der Leistungsfähigkeit des Gerinnes der Elbe für vier Abflussbereiche.

Analog zur zeitlichen Auswertung der Leistungsfähigkeit des Profilquerschnitts am Pegel Neu Darchau in Kapitel 2, ist es so möglich, deren räumliche Entwicklung in verschiedenen Abflussbereichen über die gesamte Elbestrecke hinweg zu analysieren (Zeitbezug = Modellzustand). Deutlich wird die generelle Tendenz einer Abnahme der Steigungen der W-Q-Beziehungen von der oberen Elbe zur unteren Mittel-Elbe hin, was auf eine Erhöhung der Leistungsfähigkeit schließen lässt. Des Weiteren fällt – ohne dies einer weitergehenden Ana-

lyse zu unterziehen – auf, dass in den Abflussbereichen „um MNQ“ und „größer MQ“ in der sogenannten Erosionsstrecke (Torgau bis Aken) abweichende Bedingungen (zeitweise Abnahme der Leistungsfähigkeit) zu finden sind. Charakteristisch ist auch die Entwicklung im Hochwasserbereich („größer HQ₅“ / „größer HQ₁₀₀“) unterhalb der Saalemündung bei Barby. Hier liefert die Analyse für die gesamte Strecke annähernd konstante Werte von etwa 10 cm Wasserstandszunahme je 100 m³/s Abflusszunahme, was in dieser Konstanz einen nicht erwarteten Befund darstellt.

4.2 Stationäre 2D-Berechnungen zur Verifizierung von Abflusskurven

Für die Verifizierung von Abflusskurven können in vielen Fällen gezielt 2D-Modelle eingesetzt werden. Vor allem im Hochwasserast für extreme Abflüsse, die nur durch wenige Messungen belegt sind, lassen sich so Unsicherheiten verringern. Für Abflussbereiche, in denen bisher noch gar keine Messungen vorliegen, ist die Extrapolation der W-Q-Beziehungen mit modellgestützten Daten möglich. Dieser Erkenntnisgewinn ist nicht nur hydrologisch, sondern auch „volkswirtschaftlich von hohem Wert“ (VON KALM et al. 2014).

Anhand der in Abbildung 8 zu erkennenden Abflusskurve für den Pegel Neu Darchau wird das Vorgehen beispielhaft illustriert. Dargestellt ist die offizielle Abflusskurve, die vom 01.11.2012 bis zum 31.10.2014 gültig war und nur bis in den Abflussbereich >HQ₅₀ reicht. Im Abschnitt bis MHQ liegen ab 2002 zahlreiche Abflussmessungen vor, die die Kurve dort ausreichend belegen (z.B. BfG 2006). Durch die umfassenden Messkampagnen, v.a. der BfG und der WSV, beim Hochwasser vom Juni 2013 (BfG 2014b) konnte auch für den Ast der Abflusskurve zwischen MHQ und HQ₅₀ eine sehr gute Datenbasis geschaffen werden. Die mit dem in Kapitel 3.5 vorgestellten 2D-Modell der BfG für die stationären Abflusszustände berechneten Wasserstände bestätigen in diesem Bereich die Abflusskurve (nicht dargestellt). Die darüber hinaus für HQ₅₀ bis HQ₅₀₀ berechneten Wasserstände sind im Diagramm ebenfalls eingezeichnet und geben bereits einen ersten Hinweis auf den möglichen Kurvenverlauf im Bereich extremer Hochwasser.

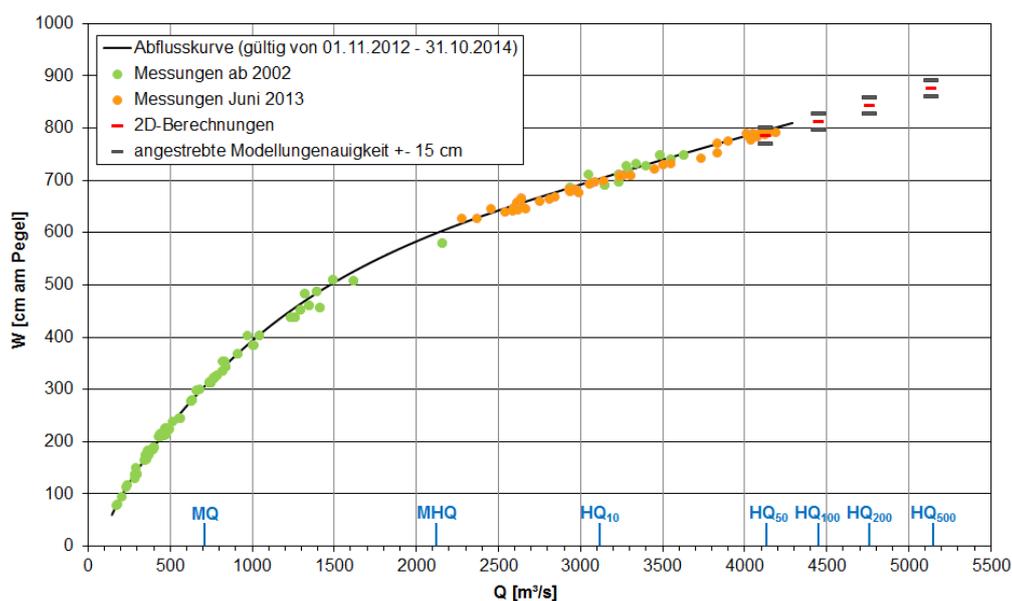


Abb. 8: Abflusskurve Neu Darchau (01.11.2012 bis 31.10.2014) mit Mess- und Modellwerten.

Den von VON KALM et al. (2014) beschriebenen volkswirtschaftlich hohen Wert erlangen modellgestützte Analysen dieser Art zum Beispiel, wenn hieraus „Bemessungsabflüsse als Grundlage des Hochwasserschutzes, der -vorsorge und der -bewältigung generiert werden.“ Mit 2D-Modellen können an Pegeln gewonnene Erkenntnisse detailliert auf die Gewässerstrecke übertragen werden und ermöglichen beispielsweise im Rahmen von großräumigen Freibordanalysen für Deiche detaillierte Defizitanalysen. Gerade in solchen Fällen, in denen modellbasierte Auswertungen nicht nur dem unmittelbaren hydrologischen Erkenntnisgewinn dienen, sondern auch ökonomische und politische Relevanz bekommen, muss mit Nachdruck gefordert und sichergestellt werden, dass die Ermittlung hydrologischer Grundlagen nicht unter einem Nutzungsvorbehalt steht.

5. Der erreichte Stand im Jahr 2015: kritische Zwischenbilanz und Ausblick

In den vorangegangenen Kapiteln konnten die im Umfeld der hydrodynamischen Modellierung durchgeführten Projektaktivitäten der BfG zur Verbesserung der hydrologischen Grundlagen an der deutschen Binnenebe nur auszugsweise und exemplarisch dargestellt werden. Abbildung 9 nennt nochmals wichtige (abgeschlossene und laufende) Projekte und ordnet sie den vier in Kapitel 2 identifizierten Hauptthemenfeldern zu. Ergänzend zu den bisherigen Ausführungen sollen an dieser Stelle weitere Projekte herausgehoben werden, die ...

- ... durch großräumige instationäre 1D-Berechnungen das Potenzial von geplanten Rückhaltungen in Poldern und Deichrückverlegungen aufgrund des Aktionsplans Hochwasser der IKSE aufgezeigt haben (BfG 2008a, BfG 2013b) und ...
- ... durch stationäre und instationäre 2D-Berechnungen an der unteren Mittel- und Unterelbe das realistische großräumige Ausmaß der Wasserspiegelabsenkungen durch abflussverbessernde Maßnahmen in den Vorländern verdeutlichen konnten (BfG 2015).

Diese Projekte haben aus Sicht der BfG maßgeblich dazu beigetragen, ein Bewusstsein dafür zu schaffen, dass Aufgaben im Bereich des präventiven Hochwasserschutzes verstärkt länderübergreifend und nur mit einer abgestimmten Kombination aus einem breiten Portfolio an Hochwasserschutzmaßnahmen/-konzepten (bspw. technischer und ökologischer Hochwasserschutz) angegangen werden sollten. Das durch den Bund mitinitiierte NHWSP greift solche Aspekte wieder auf und setzt dabei auf die Modellexpertise der BfG.

Es wird in Abbildung 9 aufgrund zahlreicher aktueller Projekte auch verdeutlicht, dass weiterhin Bedarf für die Verbesserung der hydrologischen Grundlagen besteht. Das im Auftrag der BfG vom Karlsruher Institut für Technologie durchgeführte Projekt zur Überarbeitung der Abflussreihen und Abflusstafeln für Elbepegel in Deutschland (HELMS et al. 2016) steht vor dem Abschluss; Ergebnisse werden noch im Jahre 2016 erwartet. Überarbeitete Abflusskurven werden u.a. auch Änderungen der Haupt- und Extremwerte des Abflusses zur Folge haben. Die daraus folgenden Erkenntnisse stehen in engem Kontext zu dem in Kooperation mit der FGG Elbe durchgeführten Projekt zur Homogenisierung der langen HQ-Reihen für Elbepegel in Deutschland, das im Sommer 2017 abgeschlossen wird. Hieraus ergeben sich unter Einsatz von 1D-Abflussmodellen aktualisierte statistisch ermittelte Extremwerte des Abflusses. Auch das im Auftrag der BfG von der TH Nürnberg durchgeführte Projekt mit 2D-Modellierungen zur Beurteilung der Abflusskurve am Pegel Dresden wird noch im Jahre 2016 abgeschlossen. Hiervon werden konkrete Hinweise auf die Notwendigkeit der Einführung von saisonalen Abflusskurven erwartet.

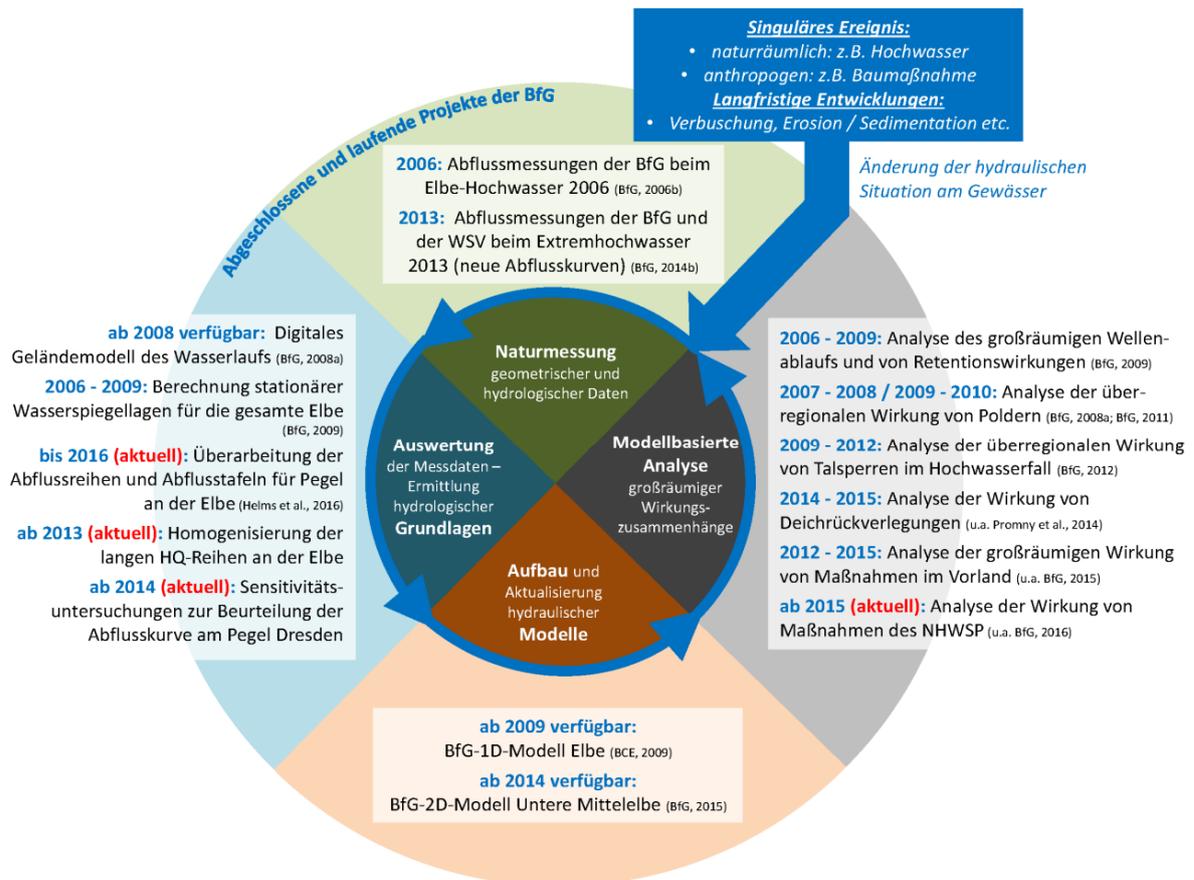


Abb. 9.: Schematische Darstellung eines zyklischen Prozesses im Rahmen der Modellerstellung und -anwendung / Einordnung relevanter BfG-Arbeiten der vergangenen Jahre.

Diese Projekte zeigen die Bedeutung der Fließgewässermodellierung und legen die Vermutung nahe, dass sie zur Verbesserung der hydrologischen Grundlagen weiter an Bedeutung gewinnen wird. Es ist es aus Sicht der Modellierer weiterhin unerlässlich, qualitätsgesicherte, räumlich/zeitlich ausreichend aufgelöste Naturmessungen als Grundlagen für die geodätischen und hydrologischen Modelleingangsdaten zu generieren. Die Erfassung von seltenen hydrologischen Extremereignissen spielt dabei eine besondere Rolle. Dieser Aufgabe sollte durch alle an der Modellierung beteiligten Anspruchsgruppen die notwendige Würdigung entgegen gebracht werden. Gleichzeitig bedarf es eines intensiven Kommunikationsprozesses zwischen allen Beteiligten, da nur auf diesem Weg sowohl an die Datenlage als auch an den Nutzungszweck adäquat angepasste Modelle aufgebaut und betrieben werden können. Nur wenn diese Grundsätze zu großen Teilen erfüllt sind, wird es zukünftig möglich sein, Modelle zu erstellen, die die wachsenden Anforderungen an den Detaillierungsgrad und an die Aussagekraft erfüllen. Modelle, die das durch Messdaten belegte Abfluss- und Wasserstandsspektrum qualitativ gut wiedergeben, können nicht nur angewendet werden, wenn verlässliche Erkenntnisse zu hydrologisch-hydraulischen Wirkungszusammenhängen benötigt werden, sondern können auch dann vertrauenswürdige Ergebnisse liefern, wenn es darum geht, Grenzbereiche der Fließgewässerhydrologie/-hydraulik (z.B. Extrapolation von Abflusskurven, Analyse von seltenen Extremereignissen; vgl. Kapitel 4) zu beschreiben und somit zur Verbesserung von hydrologischen Datengrundlagen beizutragen.

Im gesamten Arbeitsprozess beginnend mit der Naturdatenerfassung bis hin zur modellbasierten Analyse ist es deshalb wichtig, nicht nur ad hoc und bedarfsorientiert zu handeln (z.B. im Nachgang zu einem Hochwasser), sondern – gerade auch angesichts langer Bearbeitungszyklen für verschiedenste Fragestellungen – perspektivisch Initiative zu ergreifen. An der Binnenelbe lässt sich dies anhand eines abschließenden Beispiels illustrieren. Mit der Erstellung eines länderübergreifenden abgestimmten DGM-W wurde im Jahr 2006 ein Meilenstein für die Modellierung an der Binnenelbe erreicht. Angesichts zahlreicher anthropogener (z.B. realisierte Baumaßnahmen) und naturräumlicher Veränderungen haben die einzelnen Bundesländer inzwischen in verschiedenem Ausmaß Aktualisierungen des ursprünglichen DGM-W vorgenommen. Von einer homogenen Datengrundlage kann aus Sicht der BfG nicht mehr die Rede sein. Dies steht in einem deutlichen Widerspruch zum nach dem Hochwasser 2013 aufgelegten NHWSP, das zum Ziel hat, großräumige Wirkungen von geplanten Hochwasserschutzmaßnahmen mit überregionalen auf vergleichbaren Standards basierenden Nachweisinstrumenten zu modellieren und in ihrer überregionalen Wirkung zu bewerten. Die Investitionen in Grundlagen dürfen dem nicht nachstehen.

Vor diesem Hintergrund ist zu empfehlen, für die Arbeitsschritte im Kontext der Modellierung und der Grundlagenermittlung einen zyklischen Prozess zu etablieren. Dieser sollte nicht nur aufgrund von großen Ereignissen oder durch naturräumliche Veränderungen (Abbildung 9) neue Impulse bekommen, sondern verstärkt einer kontinuierlichen und perspektivisch ausgerichteten Evaluation unterliegen.

Literatur

- BCE (2009): Erstellung des eindimensionalen Feststofftransportmodells für die Elbe. Dokumentation des hydraulischen Modells (unveröffentlicht). BjörnSEN Beratende Ingenieure (BCE) im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2006): Abflussmessungen beim Elbehochwasser 2006. Bericht BfG-1504. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2008a): Auswertung digitaler Fernerkundungsaufnahmen des Elbe-Wasserlaufs (FE-Datenauswertung Elbe): Bericht BfG-1580. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2008b): Hochwasserstatistik für ausgewählte Elbepegel. Bericht BfG-1589. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2009): Einheitliche Grundlage für die Festlegung der Bemessungswasserspiegellage der Elbe auf der frei fließenden Strecke in Deutschland. Bericht BfG-1650. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2011): Ermittlung des Einflusses der Flutung der Havelniederung auf Hochwasser an der Elbe im Bereich des HQ100. Bericht BfG-1726. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2012): Bewertung von Einflüssen tschechischer und thüringer Talsperren auf Hochwasser an Moldau und Elbe in Tschechien und Deutschland mittels Einsatz mathematischer Abflussmodelle. Bericht BfG-1725. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2013a): FLYS goes WEB: Eröffnung eines neuen hydrologischen Fachdienstes in der BfG. Kolloquium am 15./16. Mai 2013 in Koblenz. In: Veranstaltungen 04/2013. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

- BfG (2013b): Wirkung von Deichbrüchen, von gesteuerten und ungesteuerten bestehenden Rückhaltungen sowie von geplanten Maßnahmen auf das Hochwasser im Mai/Juni 2013 an der Elbe. Kurzbericht (unveröffentlicht). Bundesanstalt für Gewässerkunde im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Koblenz.
- BfG (2014a): Das Hochwasserextrem des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse. BfG-Mitteilungen Nr. 31. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2014b): Neue Abflusskurven an Elbe und Saale auf der Grundlage von Durchflussmessungen während des Extremhochwassers im Juni 2013. Bericht BfG-1823. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2015): 2D-Modellierung an der unteren Mittelelbe zwischen Wittenberge und Geesthacht. Bericht BfG-1848. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2016): Ad-hoc-Untersuchungen zur Ermittlung der Wirkungen priorisierter Hochwasserschutzmaßnahmen im Rahmen des Nationalen Hochwasserschutzprogramms. Teilbericht 2: Realitätsnähere modellierte Wirkungen und Wirkungsgrade der gemeldeten gesteuerten Rückhaltungen an Rhein, Elbe und Donau. Bericht BfG-1833 (2). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- HELMS, M., IHRINGER, J. & R. MIKOVEC (2016): Überarbeitung der Abflussreihen und Abflusstafeln für die Elbe (Zeitraum 1890–2006). Institut für Wasser und Gewässerentwicklung am Karlsruher Institut für Technologie im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Karlsruhe (in Vorbereitung).
- LAWA (1991): Pegelvorschrift. Anlage D: Richtlinie für das Messen und Ermitteln von Abflüssen und Durchflüssen. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser.
- NILSON, E., KRAHE, P., LINGEMANN, I., HORSTEN, T., KLEIN, B., CARAMBIA, M. & M. LARINA (2014): Auswirkungen des Klimawandels auf das Abflussgeschehen und die Binnenschifffahrt in Deutschland. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 4.01. KLIWAS-43/2014. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- PROMNY, M., HAMMER, M. & N. BUSCH (2014): Untersuchungen zur Wirkung der Deichrückverlegung Lenzen auf das Hochwasser vom Juni 2013 an der unteren Mittelelbe. Korrespondenz Wasserwirtschaft Nr. 6/2014, S. 344–349.
- RADEMACHER, S., BUREK, P. & G. SCHIKOWSKI (2006): Grundlagen, Aufbau und Betrieb des Wasserstandsvorhersagesystems WAVOS Elbe. Kolloquium Wasserstands- und Abflussvorhersage im Elbegebiet, Magdeburg, 29./30. November 2005. In: Veranstaltungen 2/2006. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. S. 33–46.
- TH Nürnberg (2016): Zweidimensionale hydrodynamisch-numerische Simulation der Elbe im Bereich der Landeshauptstadt Dresden – Sensitivitätsuntersuchungen zur Beurteilung der Abflusskurve am Pegel Dresden. Forschungsbericht 2015-05. Technische Hochschule Georg Simon Ohm, Nürnberg (in Vorbereitung).
- VON KALM, T., SÖNNICHSEN, T. & H. WIEBE (2014): Stimmt die W/Q-Beziehung bei höchsten Abflüssen? Wasserwirtschaft. Ausgabe 11/2014. S. 10–15.

Großräumige Hydrologische Modellierung und Decision Support System für eine nachhaltige Wasserverteilung im ariden Nordwesten Chinas

Markus Disse, Andreas Brieden, Christian Rumbaur,
Marie Hinnenthal, Yang Yu und Philipp Huttner

Zusammenfassung

Das Tarim-Becken in der Provinz Xinjiang im Nordwesten Chinas ist durch hyperarides Klima charakterisiert. Der Fluss Tarim und die von ihm abhängigen Grundwasservorkommen sind die einzig verfügbaren Wasserressourcen für die Landwirtschaft (hauptsächlich Baumwolle) und die Oasenbewirtschaftung. Die sich stark vergrößernden landwirtschaftlichen Flächen und der Klimawandel stellen eine große Herausforderung für ein nachhaltiges Wassermanagement dar. Die größte Nutzungskonkurrenz besteht zwischen der Bewässerung der Felder und der natürlichen Auwaldvegetation, welche auf saisonale Überflutungen des Tarim Flusses angewiesen ist. Ergänzend zu den zahlreichen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen der chinesischen Regierung wurde im Projekt „SuMaRiO – Sustainable Management of River Oases along the Tarim River“ ein auf Ökosystemleistungen beruhendes Entscheidungsunterstützungssystem entwickelt und den chinesischen Entscheidungsträgern zur Verfügung gestellt, um ein nachhaltiges Land- und Wassermanagement im kommenden 5-Jahresplan zu implementieren.

1 Projektübersicht

In Folge der rasanten wirtschaftlichen Entwicklung in China ist auch der Baumwollanbau in der autonomen Region Xinjiang in den letzten Jahrzehnten stark gestiegen. Die Agrarindustrie und die natürliche Vegetation stehen somit im Konflikt um die durch das aride Klima sehr limitierten Wasserressourcen.

1.1 Gebietsübersicht

Das Tarim Becken ist eine Region mit extremer klimatischer Ausprägung, die ihren Ursprung im kontinentalen Klima hat. Der das Becken am Nordrand der Taklamakan-Wüste durchfließende Tarim Fluss bezieht sein Wasser hauptsächlich aus dem Schmelzwasser von Schnee und Gletschern der umliegenden Gebirge (siehe Abbildung 1). In der Tarimebene erreichen die jährlichen Niederschläge ca. 70 mm und die potenzielle Verdunstung beträgt ca. 2000 mm pro Jahr. Bereits in der Historie siedelten sich Menschen entlang des Tarim Flusses an, wodurch sich eine Reihe von Oasen bildete, entlang derer die Seidenstraße verlief. Heute sind die Oasen durch den staatlichen Baumwollanbau stark angewachsen. Der Charakter der Landschaft sowie die sozio-ökonomische Situation der Bevölkerung haben sich stark verändert. Durch den hohen Wasserbedarf des Bewässerungslandbaus wurde dem Tarim Fluss mehr und mehr Wasser entzogen. Hierdurch veränderten sich die Ökosysteme der Oasen, des Flusses und der angrenzenden Auwälder stark. Dies führt zum einen dazu, dass der schon immer endorheisch entwässernde Tarim heute seinen Endsee gar nicht mehr erreicht und auf halbem Wege versiegt. Zum anderen ist das Wasser stark mit Salz, Düngemitteln und Pestiziden belastet, was sich nicht nur auf die Auwälder und die Flussökologie sondern auch auf die menschliche Gesundheit auswirkt. In den Oasen herrschen durch die starke Versalzung teilweise unakzeptable Bedingungen, die zur Folge haben, dass große Oasenteile aufgegeben und neue geschaffen werden müssen.

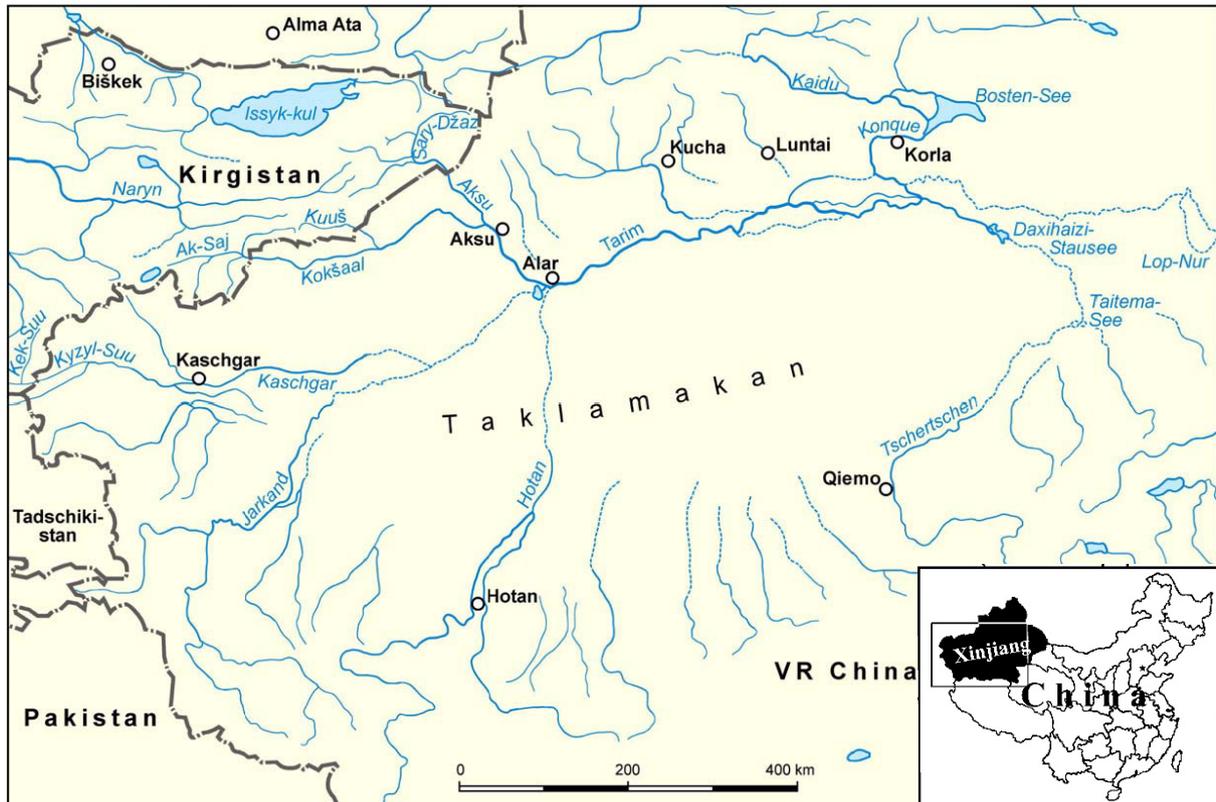


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in Xinjiang/China.

1.1 SuMaRiO

Durch diese Prozesse sind bereits große Bereiche der Oase verändert bzw. unwiederbringlich zerstört worden. Ein interdisziplinäres Team von Ingenieuren, Naturwissenschaftlern und Sozioökonomen hat innerhalb des vom BMBF geförderten Projektes SuMaRiO (Laufzeit: 03/2011 bis 02/2016) die Ökosystemfunktionen (ecosystem functions, ESF) und Ökosystemleistungen (ecosystem services, ESS) des Tarim Flusses und seiner Flussoasen analysiert und in einem Entscheidungsunterstützungssystem (EUS) anwenderorientiert aufbereitet.

Dabei werden der Tarim Fluss und seine Oasen als ein System angesehen. Dieses System hat als Input die Wasserzufuhren aus dem Tianshan-Gebirge. Als Folge des globalen Klimawandels haben sich die Abflüsse in den letzten Jahrzehnten erhöht (Schnee- und Gletscherschmelze). Vor der Agrarwende in Xinjiang wurde das Flusswasser von den natürlichen Ökosystemen und den Auwäldern (Tugai-Vegetation) entlang des Tarim genutzt. Durch den immensen Zuwachs des Baumwollanbaus und der damit einhergehenden Bevölkerungszunahme verstärkte sich der Nutzungsdruck auf die verfügbaren Wasserressourcen. Als Schlüsselindikator zur Beurteilung dieser konkurrierenden Nutzungsansprüche (*trade-off*) wurden in SuMaRiO die Funktionen (ESF) und besonders die Dienstleistungen (ESS) der natürlichen Systeme analysiert. Der Fokus richtete sich dabei auf ein nachhaltiges Landmanagement, um die *trade-offs* unter dem Einfluss des Klimawandels zu minimieren.

SuMaRiO ist in fünf Workblocks (WB) mit folgenden Aufgaben unterteilt:

WB 1: Projekt-Koordination

- Gesamtkoordination, Management von Szenarien, Workshops, IT, Geräte
- Wissenstransfer zu den chinesischen Partnern
- Dialog mit Entscheidungsträgern

WB 2: Regionaler Klimawandel und Abfluss der Nebenflüsse des Tarim

- Analyse und Modellierung der Kryosphäre
- Erstellung regionaler Klima- und Niederschlagsszenarien
- Bereitstellung der Abflussganglinien in Alar (Zusammenfluss der Tarim-Nebenflüsse)

WB 3: Wasser- und Landnutzung entlang des Tarim: Wasserbedarf, Wasserqualität und Biomasseproduktion

- Analyse und Modellierung der Wasserqualität und des Wasserbedarfs auf verschiedenen Skalen
- Vitalität und Biomasseproduktion der Landwirtschaft und der Tugai-Vegetation

WB 4: Ökosystemfunktionen und Ökosystemdienstleistungen

- Quantifizierung von ESS und ESF der natürlichen und extensiv genutzten Ökosysteme
- Erarbeitung von Plänen für ein nachhaltiges Landmanagement
- Potenzial von natürlicher und anthropogener Oasenvegetation hinsichtlich des Schutzes vor Staub und Hitze.

WB 5: Vielschichtige sozio-ökonomische Bewertung der Ökosystemdienstleistungen und der Werkzeuge zur Umsetzung von SuMaRiO

- Sammlung und Bewertung der Ergebnisse von WB1 bis WB3
- Entwicklung des Entscheidungsunterstützungsystems (EUS) in zwei Sprachen (englisch/chinesisch)
- Übergabe der Projektergebnisse an chinesische Partner

Das übergeordnete Ziel von SuMaRiO ist die Unterstützung des Oasen-Managements am Tarim vor dem Hintergrund der sozioökonomischen Veränderungen und des Klimawandels. In diesem Beitrag stehen die hydrologische Modellierung des Wasserhaushaltes und der Aufbau des Entscheidungsunterstützungsystems (EUS) im Vordergrund. In der im Jahre 2016 begonnenen Umsetzungsphase werden die chinesischen Partner in der Nutzung der entwickelten Werkzeuge geschult.

1.2 Entscheidungsunterstützungsystems (EUS) als Grundlage für eine nachhaltige Wasserwirtschaft im Tarimbecken

Der Bedarf an Bewässerungswasser für den Baumwollanbau übersteigt vor allem in den Frühjahrsmonaten den Abfluss des Tarim, der lediglich in den Monaten Juli bis September aufgrund der Gletscherschmelze Spitzenabflüsse führt. Daher sind die Pappelwälder (Tugai) in den letzten Jahrzehnten deutlich zurückgegangen und im unteren Flusslauf stark gefährdet. Der sogenannte „green corridor“ stellt eine (lebens-) wichtige Barriere gegen die Versandung der Wüstenoasen und der angrenzenden Infrastruktur dar. Weitere Ökosystemleistungen der Tugai Wälder sind Biodiversität, Klimaregulierung, Kohlenstoffsенke und Tourismus (landschaftliche Schönheit).

Um den Nettonutzen der verschiedenen Sektoren (Agrar, Forst, Städte, Natur, Tourismus) miteinander in Relation setzen zu können, wurde an der Professur für Statistik an der Universität der Bundeswehr München in Kooperation mit dem Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement ein Entscheidungsunterstützungssystem (EUS) entworfen und programmiert. Diese Software dient nicht nur dazu, die aktuelle Situation besser zu verstehen, sondern die Auswirkungen des Land- und Wassermanagements für die kommenden Jahrzehnte bis 2050 zu modellieren. Dazu wurde der Abfluss von Aksu, Hotan und Yarkant bis zu ihrem Zusammenfluss in Alar (vgl. Abbildung 1) vom Potsdamer Institut für Klimaforschung (PIK) bis einschließlich 2050 mit dem Modell SWIM modelliert. Hierfür wurden vier Klimaszenarien, welche das mögliche Spektrum der klimatischen Entwicklung abdecken, ausgewählt und berechnet. Daraus ergeben sich vier Abflussreihen für das Gebiet. Der Nutzer kann sich für eines der Klimaszenarien entscheiden und somit die Simulation für die entsprechende Abflussganglinie und die zugehörige Verdunstung initiieren.

Um die Lücke zwischen Wissenschaft und Praxis zu schließen, muss das EUS von chinesischen Stakeholdern und Entscheidungsträgern der jeweiligen Behörde verstanden, akzeptiert und verwendet werden. Daher sollten die Benutzeroberfläche (GUI, Graphical User Interface) intuitiv zu bedienen sein und neben der englischen auch in chinesischer Sprache zur Verfügung stehen (siehe Abbildung 2).

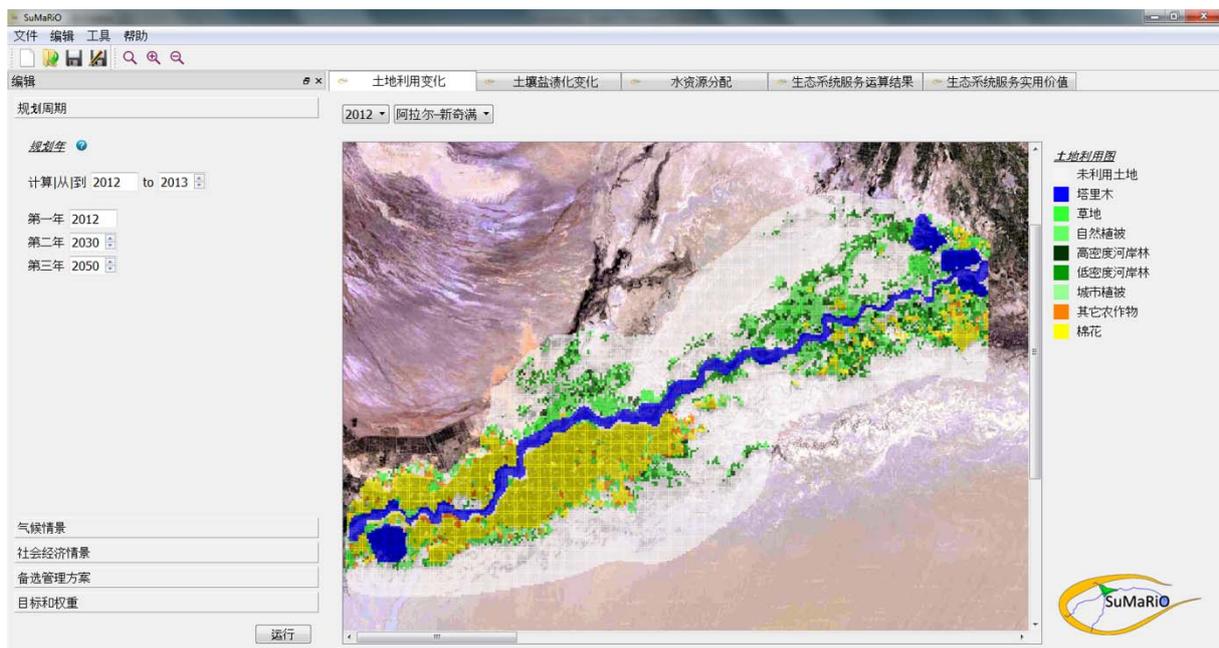


Abb. 2: Beispielhafte Darstellung der chinesischen Benutzeroberfläche.

2. Hydrologische Modellierung

2.1 MIKE HYDRO

Das Untersuchungsgebiet für das Wasserallokationsmodell MIKE HYDRO beginnt in Alar und endet am Taitema See (siehe Abbildung 1). MIKE HYDRO ist ein deterministisches, semi-distributives und physikalisch basiertes Modellsystem, das unter anderem für die Simulation von Wasserverbrauch, aktueller Evapotranspiration, Bewässerungsmanagement, Ernteerträgen und Pflanzenwachstum verwendet werden kann. Für die großräumige Modellie-

Die Tarim wurde in vier Hauptabschnitte unterteilt, die von gemessenen Abflusspegeln begrenzt wurden (siehe Abbildung 3): Alar-Xinqiman (A), Xinqiman-Yingbaza (B), Yingbaza-Qiala (C), and Qiala-Taitema Lake (D). In jedem dieser Teilgebiete werden die Ergebnisse zum Wasserverbrauch und der Biomasseproduktion aggregiert und dem EUS übergeben.

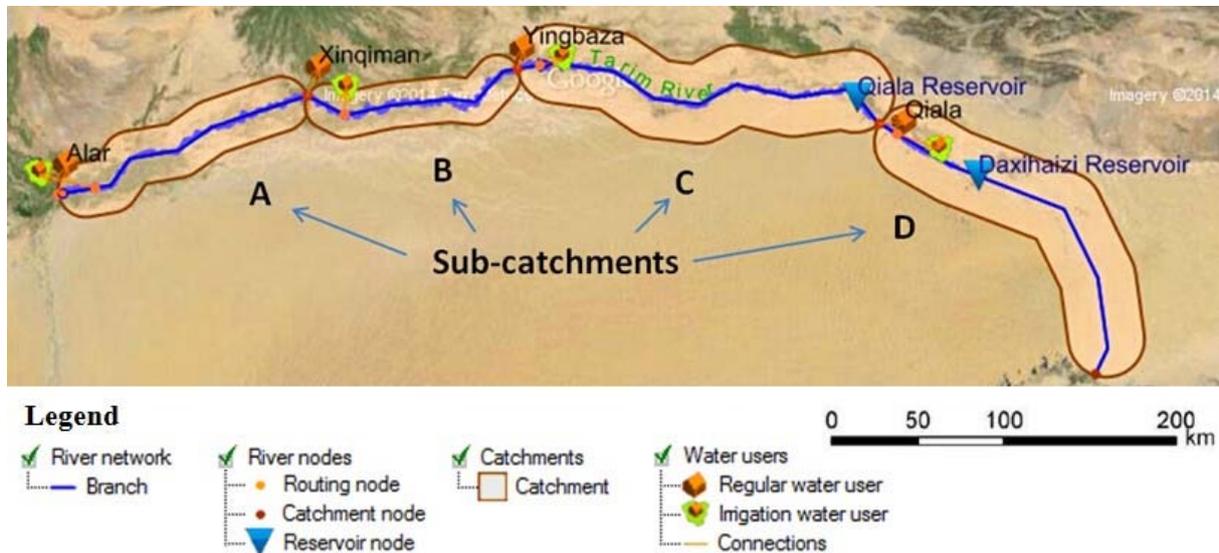


Abb. 3: Aggregierte Teileinzugsgebiete des Modells MIKE HYDRO.

Die Kalibrierung an den vier Hauptpegeln erreichten Nash-Sutcliffe-Koeffizienten zwischen 0,86 und 0,92 für Monatsmittelwerte des Abflusses (YU et al. 2015). Dabei ergaben sich für die aktuelle Evapotranspiration große Unterschiede in den Teilgebieten. Während für die Gebiete A, B und C ausreichend Bewässerungswasser zur Verfügung stand (Jahresverdunstung von 666 mm, 709 mm, 864 mm), kam es in Region D zu hohem Wasserstress für die landwirtschaftlichen Pflanzen (Jahresverdunstung von 190 mm, vgl. Abbildung 4).

Nach erfolgter Kalibrierung von MIKE HYDRO wurden verschiedene wassersparende Szenarien simuliert (YU et al. 2015). Wichtige Ergebnisse sind in Abbildung 5 und Tabelle 1 dargestellt. Aus Abbildung 5 wird deutlich, dass das pflanzenverfügbare Wasser (total available water TAW), das sich aus nutzbarer Feldkapazität und effektiver Wurzellänge ermitteln lässt, für die meisten Agrarkulturen nicht auf 70 % aufgefüllt werden muss. Für Baumwolle ist eine Defizitbewässerung bis zu ca. 40 % TAW ausreichend, ohne zu starke Ernteeinbußen hinnehmen zu müssen. Daher sollte diese Art der Bewässerung verstärkt in Xinjiang gefördert werden. Eine zweite Möglichkeit, Wasser für die Landwirtschaft einzusparen, besteht in der Bewässerungstechnologie „Tröpfchenbewässerung unter Plastikmulch“ („Drip Irrigation Under Mulch“ (DIUM)). Tabelle 1 zeigt ein Wassereinsparungspotential von bis zu 40 %, das vor allem auf die Eindämmung der (unproduktiven) Bodenverdunstung durch das Bedecken des Bodens mit Plastikfolie („Mulch“) zurückzuführen ist.

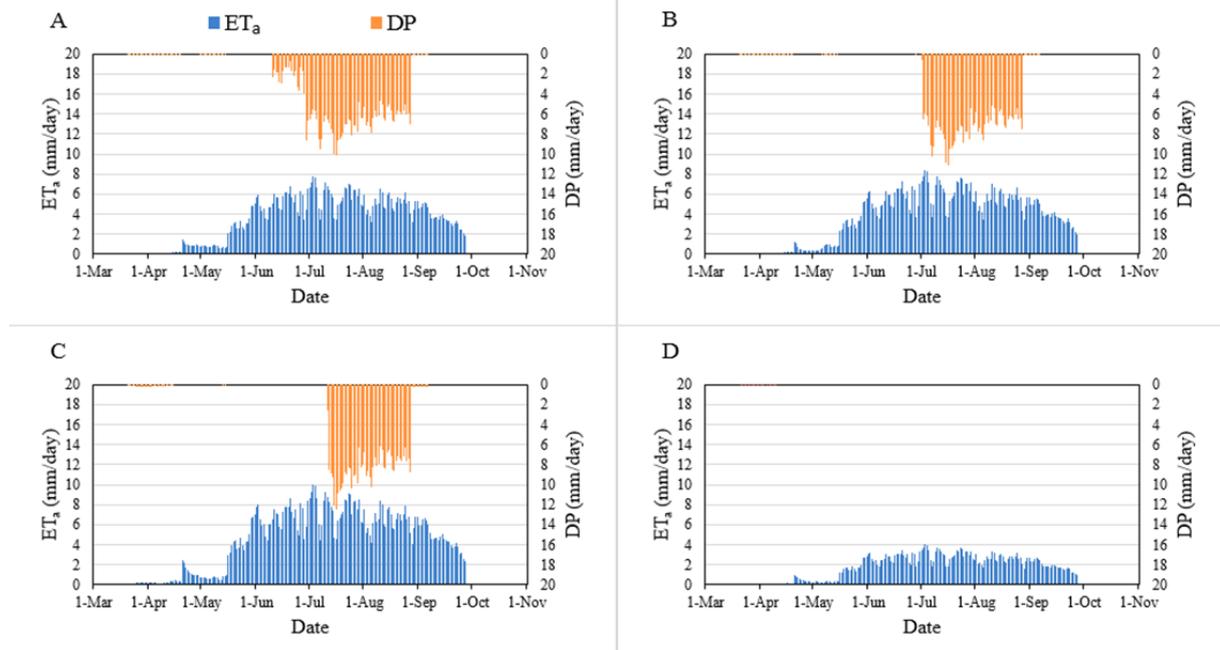


Abb. 4: Aktuelle Evapotranspiration (ET_a) und Grundwasserneubildung (DP) für die Teileinzugsgebiete A, B, C, D entlang des Tarim für das Jahr 2006 (Berechnung aus MIKE HYDRO).

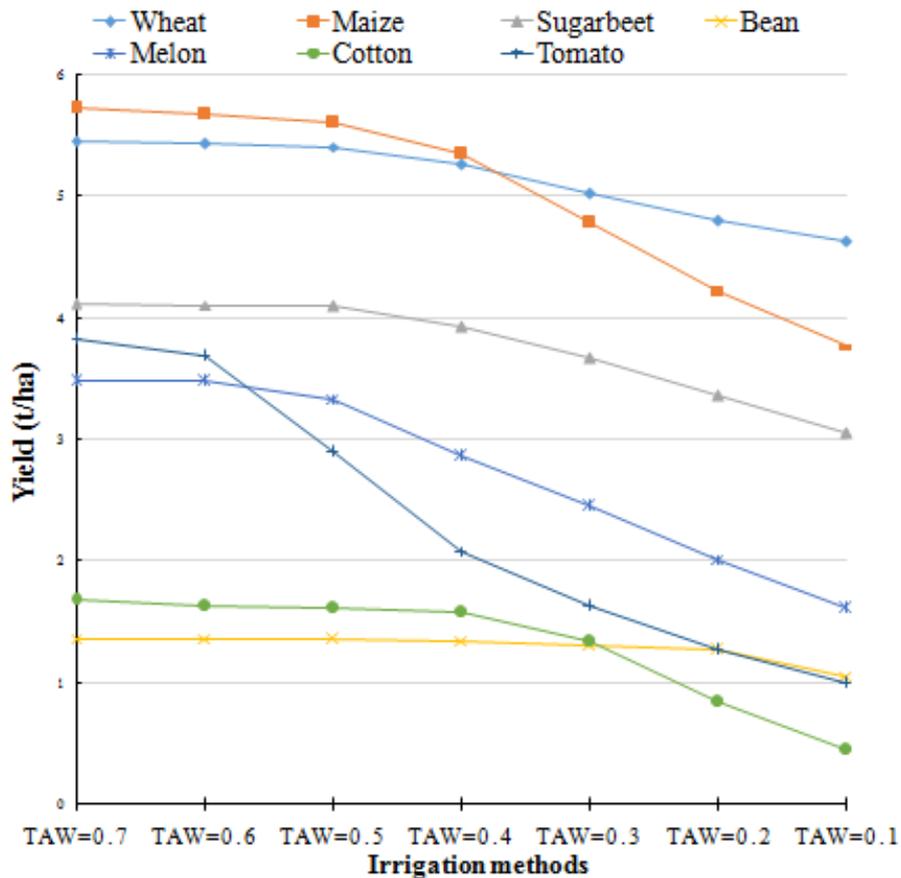


Abb. 5. Bewässerungsszenarien in Abhängigkeit des pflanzenverfügbaren Wassers (TAW). Die durchschnittlichen Ernteerträge (Yield) basieren auf einer 3-jährigen Simulationsperiode (siehe auch DOORENBOS, J. & KASSAM, A.H. (1979)).

Tab. 1: Ergebnisse von fünf verschiedenen DIUM Szenarien (Drip Irrigation Under Mulch) mit SL=Spray loss (Sprühverlust), WF=Wetting Fraction (Benetzter Bodenanteil), WS=Water Saving (Wassereinsparung)

% DIUM	% SL	% WF	% WS
10	46	91	6
30	38	73	17
50	30	55	25
70	22	37	32
100	10	10	40

Die Ergebnisse von MIKE HYDRO – ergänzt durch Szenarien zu Wasserverlusten entlang der Bewässerungskanäle – wurden schließlich als vereinfachte Regressionsbeziehungen dem EUS übergeben. Hierdurch konnte gewährleistet werden, dass die Auswirkungen der Landmanagementszenarien auf einer soliden Modell- und Datengrundlage basieren. Der Genauigkeitsverlust durch die Übertragung der Modellergebnisse auf das EUS ist vernachlässigbar. Bei Bedarf können zusätzliche MIKE HYDRO-Szenarienrechnungen die Datenbank des EUS ergänzen.

2.2 MIKE SHE und MODFLOW

Da der Effekt des jeweiligen Szenarios einen direkten Einfluss auf die Grundwassersituation entlang des Tarim hat, ist die interne Berechnung des Grundwassers unentbehrlich (KEILHOLZ et al. 2015). Das EUS soll für spätere Nutzer ohne Lizenz nutzbar sein, so dass sich die Software leicht verbreiten lässt und sowohl für Behörden als auch für Bildungseinrichtungen frei zugänglich ist.

Ein in der Wissenschaft und Praxis verbreiteter und frei zugänglicher Code zur Modellierung der Grundwasserbewegung ist das Modell MODFLOW. Auf Grund seiner modularen Struktur und der rasterbasierten Berechnung eignet es sich sehr gut für das EUS.

Die Software Plattform MIKE von DHI bietet allerdings eine bessere Benutzeroberfläche und ermöglicht somit eine deutlich einfachere Handhabung. Deshalb wurde im ersten Schritt ein Wasserhaushaltsmodell in MIKE SHE erstellt und mit dem 1D-Hydraulikmodell MIKE 11 gekoppelt. Die Grundwasserdaten von MIKE SHE (siehe Abbildung 6) wurden anschließend im Rasterformat exportiert und in MODFLOW Modell eingepflegt. Vor allem die Visualisierungsmöglichkeiten der MIKE Zero Shell ermöglichten eine zuverlässige Definition der Randbedingungen, die Anpassung des Höhenmodells und eine Analyse der lokalen Fehler, welche durch die großräumige Kopplung mit dem Hydraulikmodell zu Beginn auftraten.

Für die Grundwassermodellierung im Unterlauf des Tarim, der periodisch mit ökologischen Flutungen aus dem Daxihaizi Reservoir zur Vitalitätsverbesserung der gefährdeten Tugai Vegetation beaufschlagt wird, erfolgte ein externer Modellaufbau der ETH Zürich mit MODFLOW. Die Erkenntnisse aus den Grundwasserständen aufgrund der künstlichen Flutungen konnten im umfassenden MODFLOW Modell, welches das ganze Gebiet für das EUS modelliert, eingebracht werden.

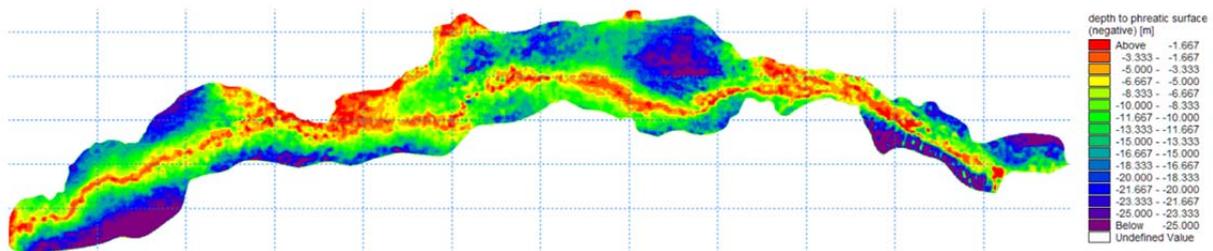


Abb. 6: In MIKE SHE simulierte Grundwasserstände entlang des Tarim.

3. Implementierung des Entscheidungsunterstützungssystems (EUS)

Aufbauend auf diesen drei Modellen und dem Beitrag der anderen Workblocks innerhalb des Projektes konnte das EUS entworfen und implementiert werden. Im Folgenden wird erst die Methodik erklärt, wie die Entscheidungen der Stakeholder in das EUS eingehen. Anschließend wird der rechnerische Teil schematisch veranschaulicht.

Das Herzstück des EUS ist die nachfolgend abgebildete Landnutzungskarte (Abbildung 7), die auf Basis von MODIS Satellitenbildern projektintern weiter optimiert und angepasst wurde:

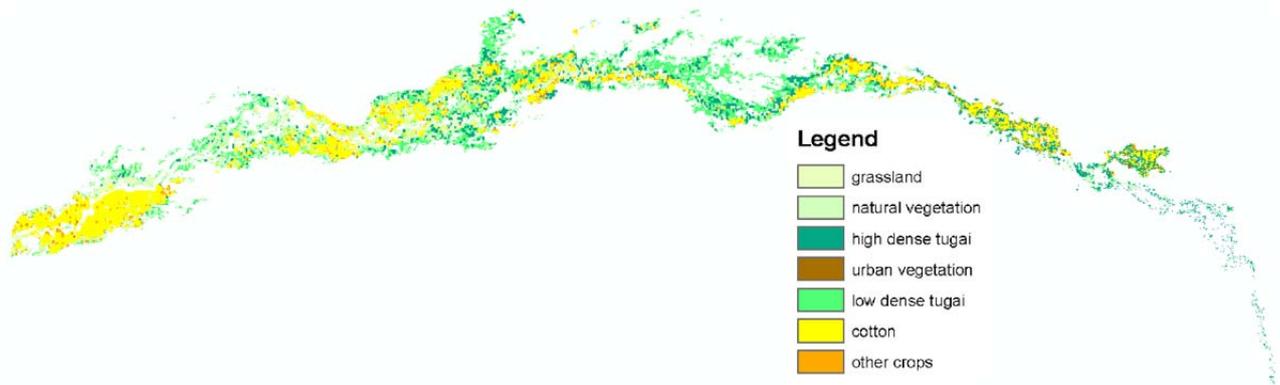


Abb. 7: Landnutzungskarte des Tarim Beckens.

3.1 Indikatorbasierte Szenarien

Das EUS ist ein indikatorbasiertes Tool, das Stakeholder und Entscheidungsträger eine Entscheidungshilfe an die Hand geben soll, mögliche Konsequenzen ihres Handelns besser abzuschätzen. Unter ausgewählten Szenarien für das zukünftige Klima (2030 und 2050), den sich daraus ergebenden Abfluss im Tarim und weiteren sozioökonomischen Annahmen werden Auswirkungen geplanter Managementmaßnahmen mit Hilfe von quantitativen und semi-quantitativen Methoden berechnet und anhand von ESS-Indikatoren bewertet. Alle Indikatoren wurden in von SuMaRiO durchgeführten Workshops (EUS-Workshops, Stakeholder-Workshops) erarbeitet und als relevant eingestuft.

Das DSS setzt sich zusammen aus einem Eingabe-Teil und einem Ausgabe-Teil. Im Eingabe-Teil tätigt der User mit Hilfe von pull-down Menus die nötigen Eingaben. Im Ausgabe-Teil werden die Eingaben ausgewertet und die Ergebnisse angezeigt. Zusätzlich wird dem User ein Manual für die Interpretation der Ergebnisse zur Verfügung gestellt.

In einem ersten Schritt des Eingabe-Teils können zwei Jahre festgelegt werden, in denen die im EUS zu analysierenden Managementmaßnahmen durchgeführt werden sollen. 2013 ist als Referenzjahr, auf dessen Basis die Ergebnisse berechnet werden, fest vorgegeben. Die gewählten Jahre werden im Nachfolgenden als Planungsjahre bezeichnet. Dies ist insbesondere für das Tarim River Basin Water Management Bureau von Bedeutung, da hierdurch die Auswirkungen von projektierten Maßnahmen der 5 Jahrespläne analysiert werden können. Des Weiteren besteht in diesem Schritt die Möglichkeit, eine Zeitspanne festzulegen, für die die Ergebnisse berechnet werden sollen.

In einem zweiten Schritt kann zwischen vier unterschiedlichen Klimaszenarien gewählt werden, die sich an den Emissionen A1B, RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5 orientieren. Aus den Klimaszenarien wurden mit dem hydrologischen Modell SWIM mögliche Abflusszeitreihen für den Tarim berechnet (siehe Kapitel 1.3). Der Abfluss am Pegel Alar / Tarim stellt die Grundlage der Berechnungen im EUS dar.

Im nächsten Schritt können für die Planungsjahre eine mögliche Entwicklung der sozioökonomischen Indikatoren eingegeben werden (siehe Tabelle 2). Als default-Werte werden die in SuMaRiO analysierten Entwicklungen der Preise für die Jahre 2013, 2030 und 2050 gesetzt.

Tab. 2: Sozioökonomische - Indikatoren im EUS

Produktionskosten für Baumwolle, Früchte und andere landwirtschaftliche Produkte
Verkaufserlöse für Baumwolle, Früchte und andere landwirtschaftliche Produkte [RMB/ha]

Im nächsten Schritt des Eingabe-Teils werden die Managementmaßnahmen für das Tarim-Becken für die vier Teilgebiete geplant (z.B. Managementmaßnahmen der 5 Jahrespläne sowie Maßnahmen, die von SuMaRiO empfohlen werden). Für jede der geplanten Managementmaßnahmen müssen die entsprechenden Indikatoren für die Teilgebiete des Tarims für die Planungsjahre festgelegt werden (s. Tabelle 3). Auch hier sind default-Werte für die Jahre 2013, 2030 und 2050 gegeben.

Tab. 3: Management Indikatoren für das Planen von Managementmaßnahmen im EUS

Anteil der Tröpfchenbewässerung an der gesamten Bewässerungsfläche [%]
Subvention für Tröpfchenbewässerung [RMB/ha]
Anteil der Wasserallokation für private Haushalte und Gewerbe / Industrie [%]
Anteil der Überflutungsfläche für die natürliche Vegetation [%]

Zusätzlich kann für jede Managementmaßnahme eine Landnutzung definiert werden (s. Tabelle 4). Dazu steht dem Nutzer eine gridzellenbasierte Landnutzungskarte des Untersuchungsgebiets mit einer Zellengröße von 500 m x 500 m zur Verfügung.

Tab. 4: Landnutzungstypen (s. auch Abbildung 7)

Brachland	Grass	Schilf
lichter Auwald	dichter Auwald	städtische Vegetation
Baumwolle	andere landwirtschaftliche Anbaufrüchte	

In einem letzten Schritt des Eingabe-Teils können seitens des Nutzers Ziele und Gewichte eingegeben werden. Dazu steht dem Nutzer für jedes Teilgebiet eine Liste von ESS-Indikatoren zur Verfügung (s. Tabelle 5), anhand derer die Managementmaßnahmen bewertet werden. Man kann für die jeweiligen Indikatoren Werte zwischen 0 und 5 festlegen, je nachdem wie wichtig die Bereitstellung des jeweiligen ESS in der Region ist. Als default-Werte sind Gewichte eingestellt, die von den Stakeholdern in entsprechenden Workshops erarbeitet wurden. Wenn keine Gewichtung vorgenommen werden soll, werden dementsprechend alle ESS - Indikatoren gleich gewichtet. Des Weiteren können für die jeweiligen ESS Indikatoren in den vier Teilgebieten Ziele festgelegt werden. Dem Anwender wird dazu ein Hinweis bereitgestellt, welches Ziel für den jeweiligen Indikator erstrebenswert wäre.

Für jede geplante Managementmaßnahme werden nun die Auswirkungen auf die ESS-Indikatoren und der verfügbare Abfluss entlang des Tarim für jedes Jahr der eingestellten Zeitspanne mit Hilfe von multivariaten Funktionen, Lookup-Tables oder Fuzzy Regeln berechnet und im Ausgabeteil tabellarisch und grafisch dargestellt. Auf der Grundlage dieser Ergebnisse und der Ziele, die der Anwender den ESS-Indikatoren zugewiesen hat, wird ein Zielerreichungsgrad bzw. ein Nutzenwert zwischen 0 und 1 berechnet, der die relative Zielerfüllung durch die jeweilige Maßnahme für jeden ESS-Indikator angibt. Zusätzlich wird für jedes Jahr angezeigt, inwieweit es eine Verbesserung/Verschlechterung des Nutzenwerts im Vergleich zum ersten Planungsjahr gab. Anhand dieser differenzierten Ausgaben können die Trade-offs zwischen den ESS-Indikatoren analysiert werden. Durch die gewichtete Aggregation der Nutzenwerte der einzelnen ESS-Indikatoren erhält man für jede Managementmaßnahme eine normierte Gesamtzahl, so dass die Maßnahmen auch in summa untereinander verglichen werden können. Des Weiteren wird für das letzte Jahr der eingestellten Zeitspanne für jede Gridzelle die durch die Maßnahmen veränderte Landnutzung und Bodenversalzung berechnet.

Tab. 5: ESS-Indikatoren

Ökosystem	Ecosystem Service	ESS Indikatoren
Landwirtschaft	Provisioning services	Baumwollproduktion [Mio. t]
		Produktion von Früchten [Mio. t]
		Produktion von anderen Nutzpflanzen [Mio. t]
		Einkommen des Landwirts [Mio. RMB]
Auwald	Provisioning services	Biomasseproduktion [Mio. t]
	Regulating Service	Staubfilterung durch Auwälder [kg]
		Kontrolle von Sandverdriftung durch Auwälder [Mio. t]
		Windkontrolle [Dämpfung in % in 2 m Höhe]
		Kohlenstoffspeicherung [Mio. t]
Supporting Services	Hauptarten [Anzahl]	
Grasland	Provisioning services	Produktion von Apocynum [Mio. t]
		Produktion von Schilf [t]

3.2 Simulation des Oberflächenwassers und der Grundwasserbewegung

Die Verteilung der Grundwasserstände, die Abnahme des Abflusses entlang des Tarim sowie die Wasserentnahme respektive der Wasserverbrauch werden abschnittsweise in den vier Teilgebieten berechnet. Während für den Tarim eine eindimensionale Berechnung ausreichend ist, müssen die Grundwasserbewegung und die daran gekoppelten Versalzungsvorgänge zweidimensional simuliert werden. Um die einzelnen Prozesse mit der erforderlichen Genauigkeit und Zuverlässigkeit unter Beachtung einer angemessenen Simulationszeit zu berechnen, werden Oberflächen- und Grundwasser getrennt implementiert. Diese haben eine ausreichende Anzahl an Schnittstellen, um die reale Interaktion des Tarimwassers mit dem Grundwasser zu simulieren.

Das Untersuchungsgebiet beginnt in Alar, an der die drei Flüsse Hotan, Yarkant und Aksu zusammenfließen und zusammen den Tarim bilden (s. Abbildung 1). Abgesehen vom Bewässerungskanalssystem verläuft der Tarim ohne größere Abzweigungen entlang des nördlichen Randes der Taklamakan-Wüste, bis er durch das Daxihaizi Reservoir unterbrochen wird. Flussabwärts des Reservoirs fließt der Tarim nur periodisch aufgrund der ökologischen Flutungen. Die verfügbare Wassermenge ist somit durch den Abfluss des Tarims gegeben, welcher anhand von Klimaszenarien hydrologisch bis Alar simuliert wird. Diese monatlichen Abflüsse speisen das eindimensionale Wasserhaushaltsmodell und stellen die Wassermenge dar, welche innerhalb eines Bewirtschaftungsjahres nachhaltig verteilt werden soll. Innerhalb des Modells werden die Wassernutzungen ebenfalls auf monatlicher Basis berechnet und jeweils zwischen den Teilgebieten vom Abfluss abgezogen. Der nach dem vierten und letzten Teilgebiet verbleibende Abfluss stellt den Zufluss zum Daxihaizi Reservoirs dar.

Die Grundwasserberechnung basiert auf dem Modell MODFLOW, das vom EUS extern initiiert wird. Die Eingabedateien für MODFLOW können im vorhandenen ASCII-Format vom EUS gelesen und bearbeitet werden. Nach jedem Jahreszyklus modifiziert das EUS das Landnutzungsgitter und den initialen Grundwasserstand mit der letzten Grundwassertiefe aus dem vorangegangenen Jahr. Sobald alle benötigten Rasterdaten aktualisiert sind, wird die MODFLOW Ausführungsdatei (.exe) gestartet und der Grundwasserstand wird für das neue Jahr simuliert. Die neuen Grundwasserstände können dann vom EUS erneut eingelesen und analysiert werden. Auf diese Weise wird auch der Einfluss des Grundwasserstandes auf die natürliche Vegetation im Modell berücksichtigt.

Durch die zweidimensionale diskretisierte Simulation des Grundwassers ließ sich in Kooperation mit der Universität Hohenheim zusätzlich eine zellenbasierte Simulation des Versalzungsprozesses entwickeln und implementieren. Den Startwert für die Versalzung ist in sogenannten ECe-Werten, zu Englisch „saturated paste extraction“, dargestellt. Diese Einheit ist in Millisiemens pro Zentimeter [mS/cm] angegeben und drückt die Leitfähigkeit des eluierten Bodens aus (vgl. Abbildung 8).

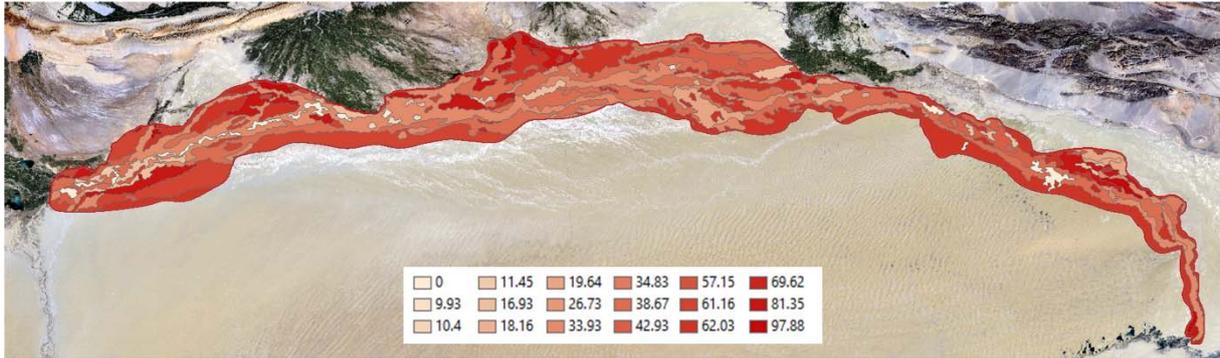


Abb. 8: Anfangsverteilung der Salzkonzentration im Boden in ECe [mS/cm].

Das EUS mit dem gekoppelten MODFLOW Grundwassermodell stehen den chinesischen Partnern kostenlos zur Verfügung. Im kommenden 5-Jahresplan (beginnend 2016) werden drei Schwerpunktgebiete in Xinjiang definiert, für die das EUS von der Chinese Academy of Science (Xinjiang Institute of Ecology and Geography) getestet und weiterentwickelt wird.

Literatur

- DOORENBOS, J. & KASSAM, A.H. (1979): Yield Response to Water; Irrigation and Drainage Paper; FAO: Rome, Italy, 1979; Volume 33, p. 257.
- YU, Y., DISSE, M., YU, R., YU, G., SUN, L., HUTTNER, P. & RUMBAUR, C. (2015): Large-Scale Hydrological Modeling and Decision-Making for Agricultural Water Consumption and Allocation in the Main Stem Tarim River, China, in: *Water* 2015, 7, 2821–2839; doi:10.3390/w7062821
- KEILHOLZ, P., DISSE, M. & HALIK, Ü. (2015): Effects of Land Use and Climate Change on Groundwater and Ecosystems at the Middle Reaches of the Tarim River Using the MIKE SHE Integrated Hydrological Model, in: *Water* 2015, 7, 3040-3056; doi:10.3390/w7063040

LAWA-Empfehlung zur Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponente gemäß WRRL – Grundlagen und Praxisanwendung

Dietmar Mehl, Tim G. Hoffmann, Christoph Linnenweber und Eckhard Kohlhas

Zusammenfassung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert zur Überprüfung der Gewässerschutzziele eine ökologische Zustandsbewertung für die Oberflächenwasserkörper. Als Qualitätskomponenten sind im Anhang V WRRL vorgegeben: (1) Biologische Komponenten sowie unterstützend (2) Hydromorphologische Komponenten und (3) Chemische und physikalisch-chemische Komponenten. Angesichts fehlender Grundlagen zur Klassifizierung der hydromorphologischen Komponente „Wasserhaushalt“ hat die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ ein Forschungsvorhaben zur „Bewertung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern“ (Projekt Nr. O 6.12.) durchgeführt. Die daraus hervorgegangene LAWA-Handlungsempfehlung zur „Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern“ soll in diesem Beitrag im groben Überblick vorgestellt werden. Ergänzend werden die Ergebnisse einer landesweiten Anwendung und teilweise Spezifizierung des Verfahrens in Mecklenburg-Vorpommern dargestellt („Praxistest“).

1. Einleitung

Die Bewertung der Oberflächengewässer basiert ganz wesentlich auf der Einstufung des ökologischen Zustandes, rechtlich vorgegeben durch Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, konkrete Vorgaben in Anhang V) und deutsche Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Als Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands (oder ggf. Potenzials) der Wasserkörper sind danach vorgegeben: (1) Biologische Komponenten; (2) Hydromorphologische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten; (3) Chemische und physikalisch-chemische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten. Der ökologische Zustand wird grundsätzlich anhand biologischer Qualitätskomponenten bewertet. Zur Hydromorphologie zählt als sogenannte „Qualitätskomponentengruppe“ auch der „Wasserhaushalt“ (Tabelle 1).

Tab. 1: Qualitätskomponentengruppe „Wasserhaushalt“ der hydromorphologischen Qualitätskomponenten für Flüsse und Seen nach OGewV.

Qualitätskomponentengruppe	Parameter	Flüsse	Seen
Wasserhaushalt	Abfluss und Abflusssdynamik	x	
	Verbindung zu Grundwasserkörpern	x	x
	Wasserstandsdynamik		x
	Wassererneuerungszeit		x

Die LAWA-Handlungsempfehlung zur Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern liegt seit 2014 vor (Verfahrensempfehlung sowie separates Hintergrunddokument, MEHL et al. 2014a, b). Im Hintergrunddokument erfolgen auch ausführliche Betrachtungen und Einordnungen zum Wissensstand. Aufgebaut wird in Teilen auch auf Intention und Systematik einer „hydrologischen Güte“ (s. z.B. LEIBUNDGUT & EISELE 2005). Zudem basieren Grundansatz und methodische Details wesentlich auf früheren Er-

gebnissen eines Vorhabens des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft des Landes Sachsen-Anhalt (LHW) (BIOTA 2010); diese Projektergebnisse sind zudem umfangreich publiziert.

2. Grundlagen und Systematik des LAWA-Klassifizierungsansatzes

2.1 Für den Wasserhaushalt relevante Eingriffs- bzw. Belastungstypen

Der vorgenommene Vergleich der vorliegenden methodischen Ansätze zeigte, dass der Vorzugsweg für ein LAWA-Verfahren im Bereich der Bewertung der Belastungsfaktoren für Einzugsgebiete und Wasserkörper zu suchen ist. Die Vorteile liegen auf der Hand:

- keine Schwierigkeiten mit der Festlegung der Referenzbedingungen, da die Referenz eingriffs-/belastungsbezogen grundsätzlich die fehlende oder nur sehr geringfügige Belastung ist
- Eindeutigkeit einer Belastungsindikation bzw. Möglichkeit kausaler Schlüsse
- vergleichsweise gute Datenverfügbarkeit bzw. noch beherrschbarer Aufwand für eine Datenbeschaffung
- grundsätzlich vollständige räumliche Abdeckung mit notwendigen Daten (Geodaten, wasserwirtschaftliche Daten), ggf. alternative Ermöglichung von Expertenbewertungen
- Vollständigkeit des Bewertungsansatzes im Hinblick auf Anhang V WRRL bzw. OGewV sowie Ermöglichung einer hohen Konformität mit EU-weit abgestimmten WRRL-Vorgehensweisen hinsichtlich Belastungsfaktoren (insbesondere Pressure Types nach WFD-Codelist)

2.2 Wahl eines induktiven Ansatzes

Grundsätzlich ist bei hydrologischer Analyse zwischen induktivem und deduktivem Herangehen zu unterscheiden. MERZ et al. (2012) verweisen explizit auf die hohen Unsicherheiten der Bewertung hydrologischer Veränderungen in komplexen Einzugsgebieten auf Grundlage hydrologischer und damit deduktiv ermittelter Beobachtungsdaten (vor allem bei höher aufgelösten Raum-/Zeitskalen) und fordern die Benennung von Grenzen und Unsicherheiten, eine entsprechend sachgerechte Kommunikation sowie die Berücksichtigung dieses Aspektes bei Entscheidungsfindungsprozessen. Bei einer Bewertung der anthropogen verursachten Störungen hydrologischer Prozesse und deren ökologischer Folgen trifft man auf zahlreiche Schwierigkeiten (s. umfangreiche Diskussion bei MEHL et al. 2014b), was damit letztlich gegen eine deduktive Vorgehensweise spricht.

Der gewählte induktive Klassifizierungsansatz folgt der Struktur der hydrologisch relevanten Eingriffs- bzw. Belastungstypen (Pressure Type). Diese wurden nach folgenden sechs übergreifenden Belastungsgruppen im Sinne von Hauptmerkmalen der anthropogenen Beeinflussung des Wasserhaushalts gruppiert (Abbildung 1): (1) A: Veränderungen/Nutzungen im Einzugsgebiet, (2) B: Wasserentnahmen, (3) C: Wassereinleitungen, (4) D: Gewässerausbau und Bauwerke im Gewässer, (5) E: Auenveränderungen, (5) F: Sonstige Belastungen.

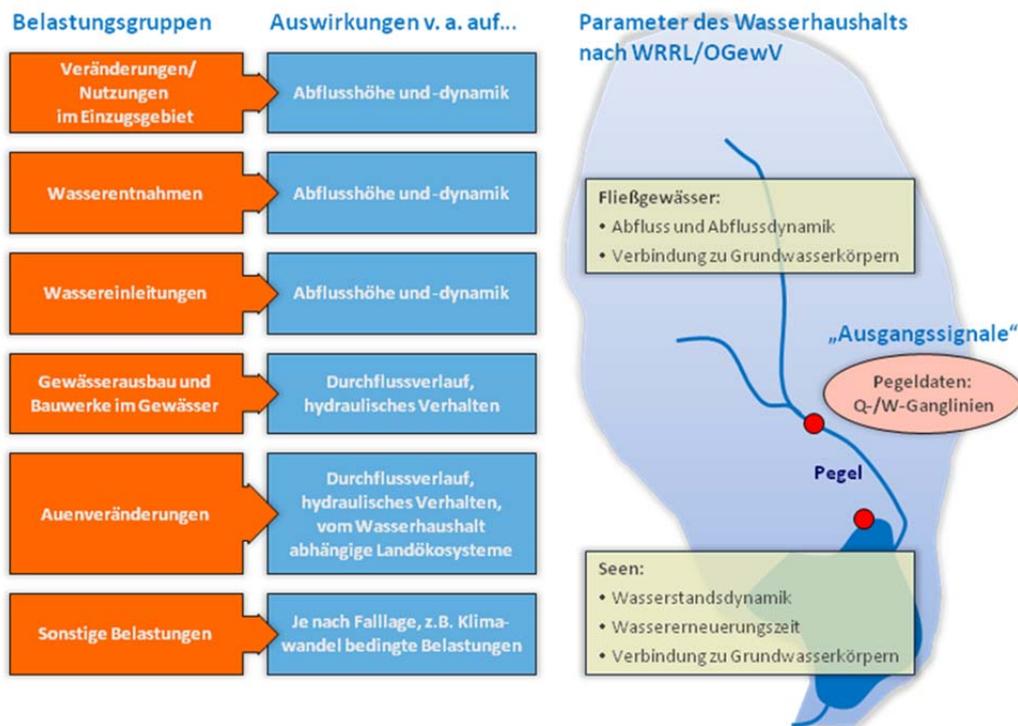


Abb. 1: Gebildete Belastungsgruppen, die wichtigsten hydrologischen Auswirkungen der Belastungen und Zusammenhang mit den Parametern des Wasserhaushalts nach Anhang V WRRL bzw. OGewV, aus MEHL et al. (2015).

Grundsätzlich sollen möglichst alle Belastungen klassifiziert werden, die auf einen Wasserkörper wirken können. Dies betrifft sowohl diejenigen auf der Einzugsgebietsebene des Oberflächenwasserkörpers als auch die, die sich ggf. nur weitgehend direkt auf den konkreten Oberflächenwasserkörper erstrecken. Die entsprechend der Gewässernetzstruktur kumulativ wirksamen Eingriffe werden klassifiziert, indem über die Hierarchie und Struktur der Einzugsgebiete eine nach Abfluss- oder ggf. Einzugsgebietsanteilen gewichtete Berücksichtigung von Belastungen aus Zuflussgebieten erfolgt.

2.3 Klassifizierungsregeln

Die Klassifizierung erfolgt im Verfahren äquivalent zur bekannten 5-stufigen Skala (Quality Status Code) entsprechend Anhang V WRRL, die für die AWB- und HMWB-Gewässer (AWB: Artificial Water Bodies, HMWB: Heavily Modified Water Bodies) und damit bei der Potenzialbewertung ohne die Klasse 1 (sehr gut) angewandt wird: 1 – unverändert bis sehr gering verändert, 2 – gering verändert, 3 – mäßig verändert, 4 – stark verändert, 5 – sehr stark bis vollständig verändert. Damit wird die Vorgabe der WFD-Codelist, nach welcher hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten 3-stufig bewertet werden sollten, zunächst bewusst ignoriert. Eine Umwandlung in die 3-stufige Skala der WFD-Codelist ist simpel und jederzeit möglich. Fünf Klassen gewährleisten jedoch eine größere Spreizung und somit Nachvollziehbarkeit der Klassifizierung und vor allem eine differenziertere Abbildung von Maßnahmenwirkungen im Hinblick auf die Bewertung des Zustandes, was die Nachvollziehbarkeit wasserwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen verbessert.

Dies ist ein Gesichtspunkt, der gerade im Hinblick auf politische und administrative Entscheidungen für fundamental gehalten wurde.

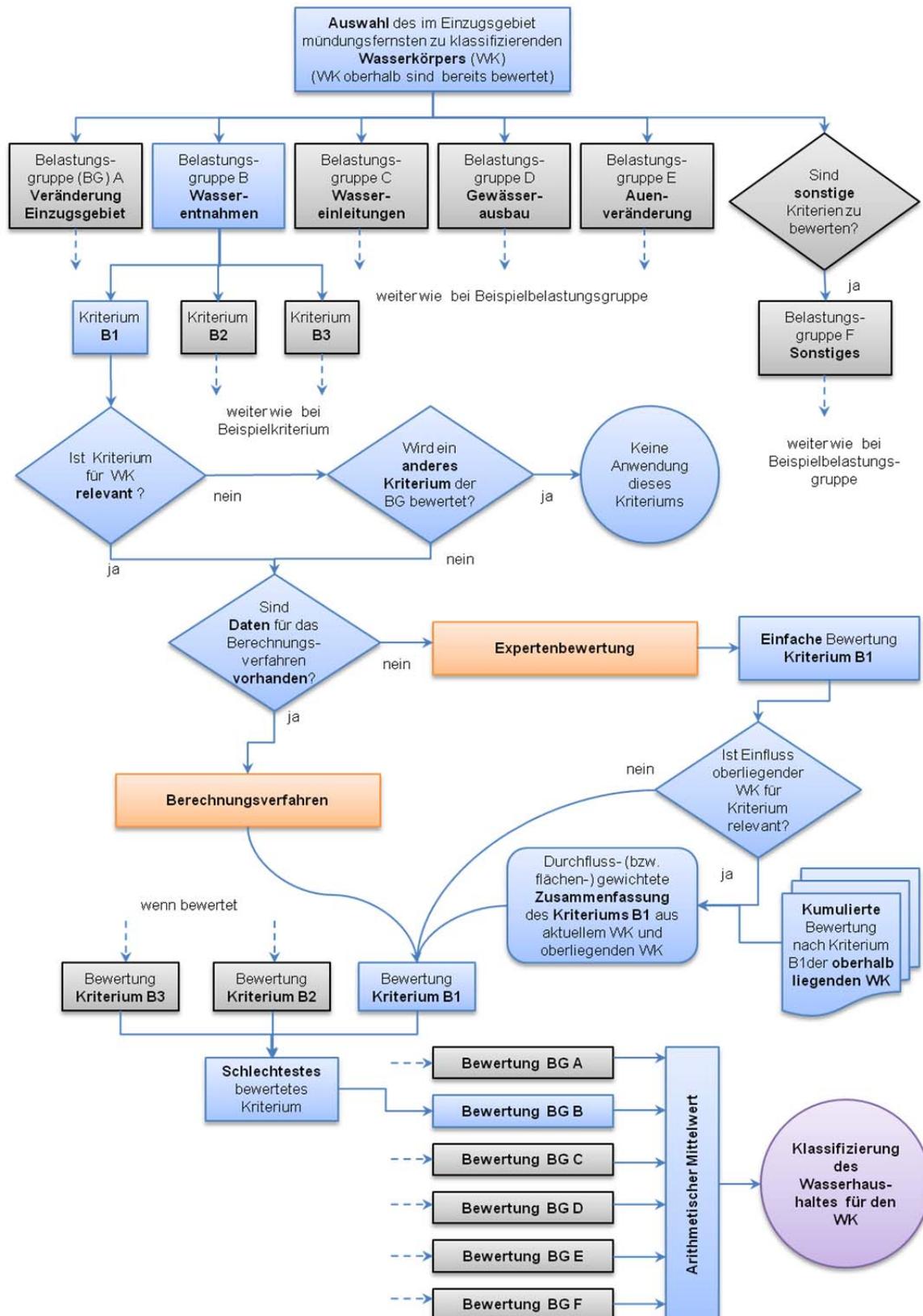


Abb. 2: Empfohlene Vorgehensweise zur Klassifizierung des Wasserhaushaltes der Wasserkörper (WK), BG = Belastungsgruppe, aus MEHL et al. (2015).

Die Klassifizierung erfolgt einzeln für jeden WRRL-Wasserkörper. Entsprechend der Verfahrensstruktur wird für die sechs einzelnen Belastungsgruppen (Hauptmerkmale) jeder Parameter nach Anhang V WRRL bzw. OGewV mit mindestens einem Kriterium 5-stufig klassifiziert. Die Klassifizierung erfolgt vorzugsweise mittels

- (1) Berechnungsverfahren: bei Vorliegen quantifizierbarer Datensätze quantitativ mit festgelegten Klassengrenzen oder ggf. mittels
- (2) Expertenbewertung: alternativ semiquantitativ bzw. durch Expertenurteil (verbalargumentativ bzw. durch Wertstufen untersetzt).

Die Variante (2) berücksichtigt, dass die Verfügbarkeit von Daten und Informationen vor dem Hintergrund der grundlegenden Voraussetzungen in den Bundesländern sehr unterschiedlich ist. Insofern wird auch eine zunächst abschätzende Klassifizierung ermöglicht. Generell sollte aber der Klassifizierung auf Basis quantifizierbarer Größen der Vorzug gegeben werden, da nur diese ein Höchstmaß an Objektivität und Nachvollziehbarkeit sichert.

Alle Einzelbewertungen werden nach dem „worst-case-Prinzip“ jeweils zu einer Teilbewertung der Belastungsgruppe zusammengeführt. Nur die schlechteste Bewertung je Belastungsgruppe wird damit gewertet.

Am Ende des Klassifizierungsalgorithmus (vgl. Abbildung 2) werden die für jede Belastungsgruppe vorliegenden Teilbewertungen durch arithmetische Mittelwertbildung zu einer Gesamtklassifizierung zusammengeführt. Je nachdem, ob auch „Sonstige Belastungen“ relevant sind, ist die Mittelwertbildung über 5 oder über 6 Teilbewertungen durchzuführen.

3. Ergebnisse einer pilothaften Anwendung in Mecklenburg-Vorpommern

3.1 Aufgabenstellung, Datengrundlagen

Der LAWA-Klassifizierungsansatz wurde bereits im Jahr 2014 im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern auf 196 Seen- und 859 Fließgewässer-Wasserkörper angewandt (BIOTA 2014). Bei den erforderlichen Fachdaten wurde im Wesentlichen auf die der Landesumweltverwaltung vorliegenden Datenbestände zurückgegriffen (überwiegend Daten geografischer Informationssysteme), vgl. detaillierte Auflistung in BIOTA (2014). Vereinzelt wurden auch Daten von Bundesbehörden oder einzelner Forschungsvorhaben genutzt (z.B. BRUNOTTE et al. 2009).

3.2 Wahl des Beurteilungsansatzes für die einzelnen Belastungsgruppen

Für die einzelnen Belastungsgruppen des LAWA-Verfahrens wurde grundsätzlich das Berechnungsverfahren angewandt; nur in einzelnen Bereichen erfolgte mangels fundierter Daten eine Expertenbewertung oder ggf. keine Bewertung (Tabelle 2). Die (optionale) Belastungsgruppe F „Sonstige Belastungen“ wurde aus landesspezifischer Sicht mit dem Kriterium F1 „Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung“ belegt (Kapitel 3.3).

Tab. 2: Belastungsgruppen (BG) und Beurteilungsansatz bei der Klassifizierung des Wasserhaushalts der Wasserkörper und Einzugsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern.

BG A	Belastungsgruppe A: Veränderung Einzugsgebiet	Ansatz
A1	Hydrologisch relevante Landnutzung	Berechnungsverfahren
A2	Landentwässerung	Berechnungsverfahren
BG B	Belastungsgruppe B: Wasserentnahmen	
B1	Entnahme Oberflächenwasser	Berechnungsverfahren
B2	Einstaubewässerung	nicht bewertet
B3	Entnahme Grundwasser	Expertenbewertung
BG C	Belastungsgruppe C: Wassereinleitungen	
C1	Einleitung in Oberflächenwasser	Berechnungsverfahren
C2	Einleitung ins Grundwasser	Expertenbewertung
BG D	Belastungsgruppe D: Gewässer Ausbau	
D1	Hydraulische Wirkung des Gewässerausbau	Berechnungsverfahren
D2	Verbindung zum Grundwasser	Berechnungsverfahren
D3	Retentionswirkung von Stauanlagen	Berechnungsverfahren
D4	Rückstauwirkung und Kolmation durch Stauanlagen	Berechnungsverfahren
BG E	Belastungsgruppe E: Auenveränderung	
E1	Flächenverlust an natürlichem Auenraum	Berechnungsverfahren
E2	Ausuferungsvermögen der Auengewässer	Berechnungsverfahren
E3	Eindeichung und Gewässerprofileintiefung	Berechnungsverfahren
BG F	Belastungsgruppe F: Sonstige Belastungen	
F1	Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung	Berechnungsverfahren

3.3 Landesspezifische Anpassung des LAWA-Klassifizierungsvorschlags: Kriterium F1 „Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung“

Für Mecklenburg-Vorpommern stellt ein (zusätzliches) Kriterium F1 „Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung“ ein sehr sinnvolles Maß für die anthropogene Beeinflussung des Wasserhaushalts dar. Insgesamt kann für das Gros aller Binnenentwässerungsgebiete von einem historisch erfolgten Anschluss an die Gewässer ausgegangen werden, vor allem um Entwässerungsvorteile für landwirtschaftliche Nutzflächen zu erreichen (MEHL 2004).

Zu den hydrologisch bedeutendsten Eigenarten der in Mecklenburg-Vorpommern dominanten „Jungmoränenlandschaft“ zählen die Gebiete ohne oberirdischen Abfluss oder auch „Binnenentwässerungsgebiete“.

Eine landesweite digitale Analyse führte zuletzt LOCHMANN (2013) durch. Auf diese Arbeit aufbauend, methodisch strikt auf die Unterscheidung historischer (ursprünglicher) und rezenter (aktueller) Binnenentwässerung ausgerichtet, wurde eine Analyse auf der Grundlage landesweit einheitlicher digitaler Höhen-/Geländemodell Daten in der Auflösung 5 m x 5 m (DGM 5) vorgenommen. Nach dieser Analyse waren ehemals 10,6 % der Landesfläche bzw. 245.253 ha von Mecklenburg-Vorpommern (ca. 23.170 km²) als Binnenentwässerungsgebiete-

te (> 1 ha) anzusehen. Dazu kamen natürlich noch unzählige Kleinstgebiete, vor allem kleinere Sölle. Heute beträgt der Flächenanteil der Binnenentwässerung nur noch 3,9 % (91.491 ha).

Die nutzungsbedingten Veränderungen in der Kulturlandschaft, überwiegend durch Melioration und Vorflutanschluss, führten nahezu gänzlich zur Aufhebung großflächiger Binnenentwässerung. Nur im Bereich unter 100 ha (1 km²) sind summarisch nennenswerte Gebietsanteile erhalten geblieben. Solche Areale konzentrieren sich heute auf Waldbereiche, insbesondere in Großschutzgebieten. Den entwickelten Klassifizierungsansatz zum Kriterium F1 zeigt Tabelle 3.

Tab. 3: Bestimmungsgrundlagen für das Kriterium F1.

Belastungsgruppe	F	Sonstige Belastungen			
Kriterium	F1	Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung			Beschreibung
Formelzeichen	BK _{ABE}	Raumbezug	Gesamteinzugsgebiet		Veränderung des Wasserhaushalts der Wasserkörper durch Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung im Einzugsgebiet
Wasserkörpertyp	Fließgewässer, Seen		OW		
Belastungen	p71	andere hydromorphologische Veränderungen			
Datengrundlage			Formelz.	Einheit	Datenquelle
Zeitlicher Bezug	aktueller verfügbarer Stand				
Räumlicher Bezug	Gesamteinzugsgebiet des Wasserkörpers (Gewässersystem)		EZG_{OWK}	km ²	EZG Wasserkörper
Bewertungsgröße	Kulisse der morphologischen (ehemaligen) Binneneinzugsgebiete		$A_{morphBinn}$	km ²	DGM, Polderflächen
Bezugsgröße	Kulisse der rezenten Binneneinzugsgebiete		$A_{rezBinn}$	km ²	DGM, DLM25W, Polderflächen
Bewertungsmaßstab					
Berechnungsverfahren (entsprechend LAWA-Verfahren)					
Berechnung des Verhältnisses: Fläche der rezenten Binnenentwässerungsgebiete zu Fläche der morphologisch determinierten (ursprünglichen) Binnenentwässerungsgebiete					
$Ind_{ABE} = \frac{A_{rezBinn}}{A_{morphBinn}}$					
Ind _{ABE}	> 95 %	> 60 % – 95 %	> 40 % – 60 %	> 20 % – 40 %	≤ 20 %
BK _{ABE}	1	2	3	4	5

3.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Klassifizierung für die Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern werden hier aus Platzgründen nur für die bereits oben vorgestellte Belastungsgruppe F exemplarisch in Kartenform gezeigt (Abbildung 3). Ansonsten sind die Häufigkeitsverteilungen der Klassen für die einzelnen Belastungsgruppen zusammenfassend in Abbildung 4 dargestellt. Hier zeigt sich, dass die Belastungen des Wasserhaushalts sehr differenziert zu betrachten sind und vor allem, dass hierdurch Kausalitäten gut erkennbar werden.

Die Gesamt-Klassifizierung als Mittelwert der Einzelbelastungen nivelliert erwartungsgemäß die Unterschiedlichkeit hinsichtlich der Belastungsursache (Abbildungen 5 und 6). Gerade bei den Fließgewässer-Wasserkörpern wird damit die Klassifizierung „mäßig“ zur dominanten Gruppe. Andererseits entspricht dies im Großen und Ganzen auch dem Erwarteten aus der Perspektive anderer landesweit vorliegender Klassifizierungs- und Bewertungsergebnisse nach Anhang V WRRL bzw. OGewV. Dies gilt insbesondere für die biologischen Qualitätskomponenten und die Morphologie. Das Gesamtergebnis ist plausibel; Belastungsursachen werden aber am besten auf der Ebene der Belastungsgruppen oder der Einzelkriterien erkennbar, womit diesen Teilergebnissen für die praktische Anwendung im Gewässerschutz wohl der Vorzug zu geben ist.

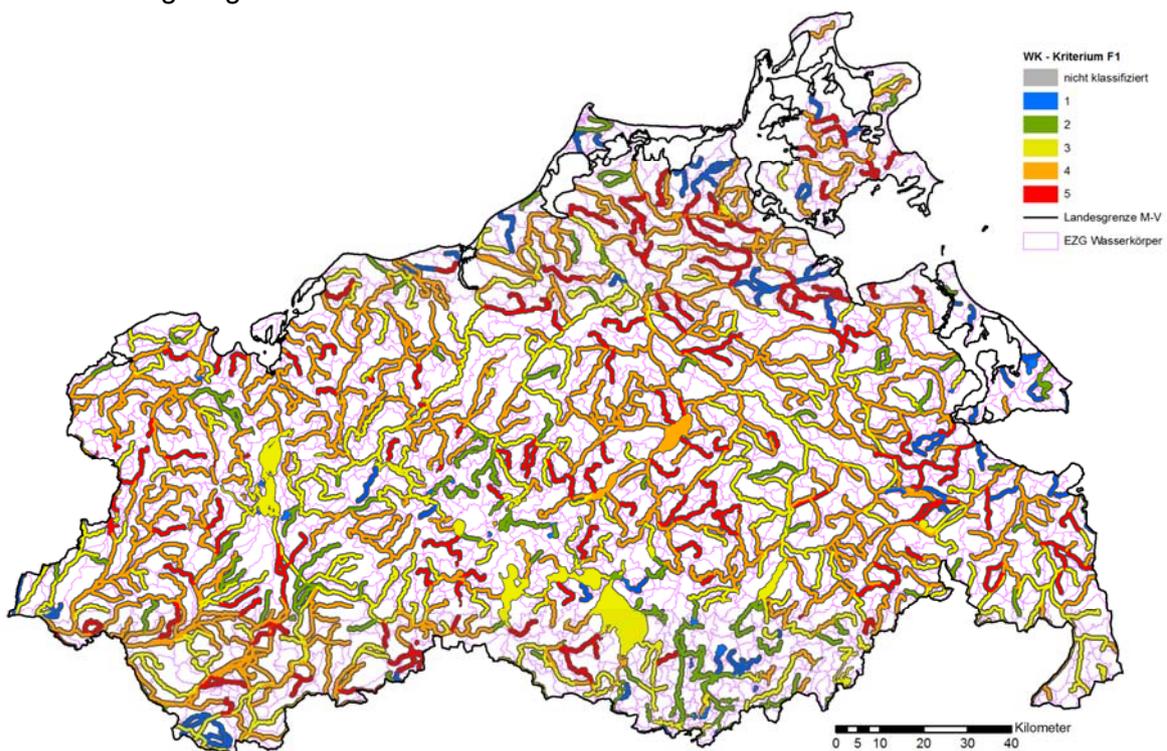
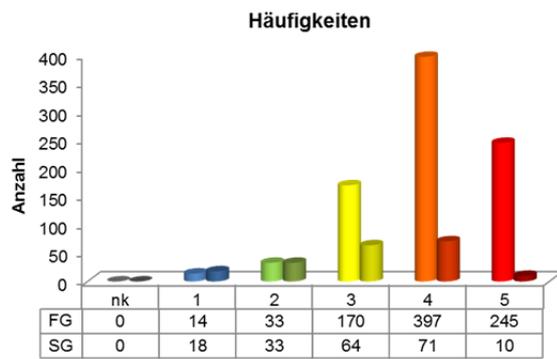
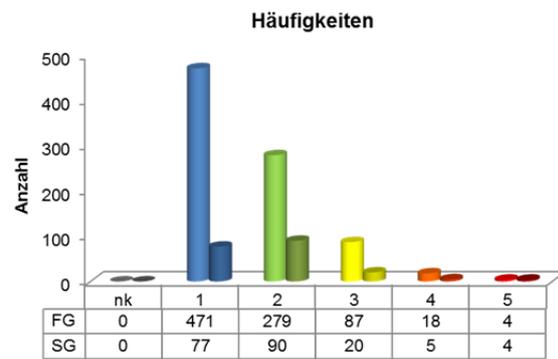


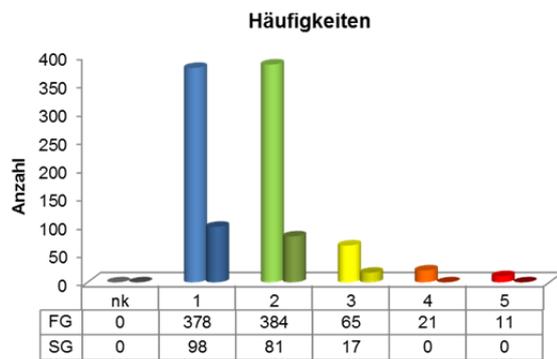
Abb. 3: Ergebnisse der Klassifizierung der Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern nach dem Kriterium F1 (Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung).



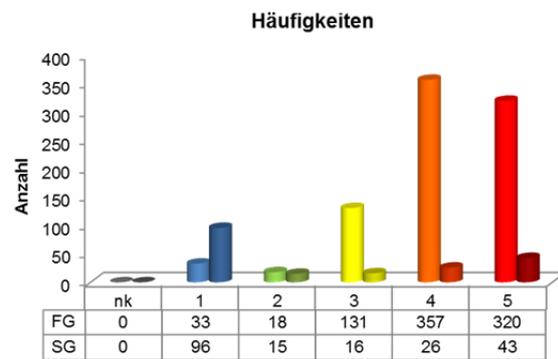
Belastungsgruppe A: Veränderungen/Nutzungen im Einzugsgebiet



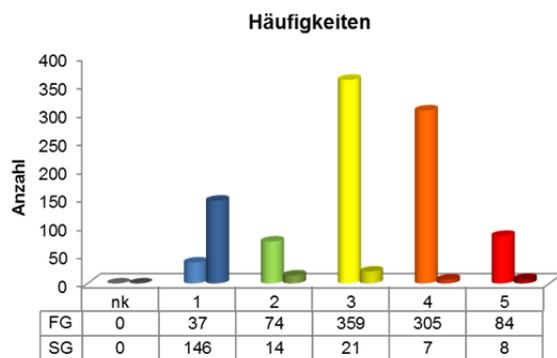
Belastungsgruppe B: Wasserentnahmen



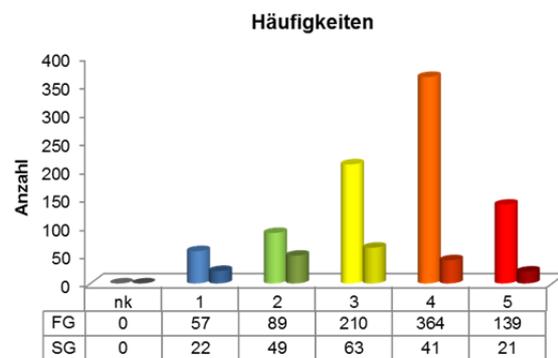
Belastungsgruppe C: Wassereinleitungen



Belastungsgruppe D: Gewässerausbau und Bauwerke im Gewässer



Belastungsgruppe E: Auenveränderungen



Belastungsgruppe F: Sonstige Belastungen (nur F1 „Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung“)

Abb. 4: Häufigkeiten der Klassifizierung in den einzelnen Belastungsgruppen des Wasserhaushaltes für die Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern, FG = Fließgewässer, SG = Standgewässer/Seen.

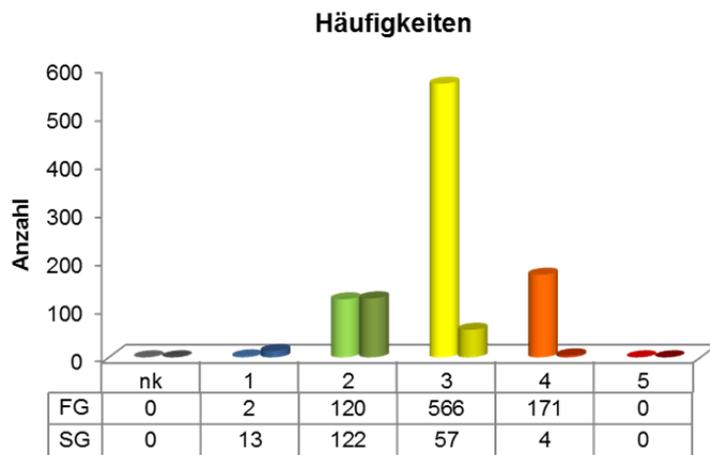


Abb. 5: (Gesamt)Klassifizierung des Wasserhaushalts der Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern, FG = Fließgewässer, SG = Standgewässer/Seen, nk = nicht klassifiziert.

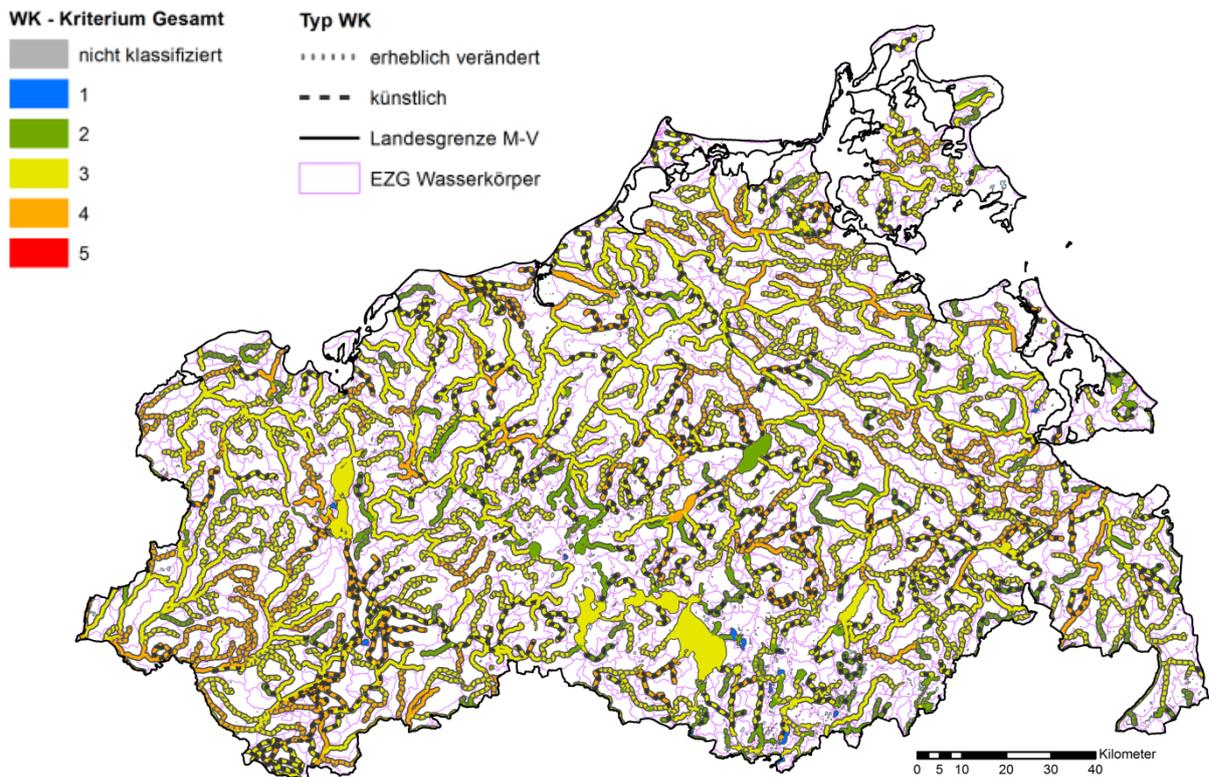


Abb. 6: (Gesamt)Klassifizierung des Wasserhaushalts der Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern, WK = Wasserkörper.

4. Fazit

Die Entwicklung systembeschreibender Modelle zur Analyse und Simulation des Wasserhaushalts hydrologischer Einheiten unterschiedlicher Dimension gilt seit langem als allgemeines Forschungsziel der Hydrologie, vgl. z.B. bereits DYCK & PESCHKE (1983). Die Anforderungen an die Erfassung und Überwachung der Wasserressourcen wachsen; die gesetzlichen Anforderungen des Gewässerschutzes steigen adäquat. Hieraus entspringt die

grundlegende Aufgabe, die notwendigen Voraussetzungen zu schaffen, dass eine fachliche Beurteilung der anthropogenen Einflüsse auf den Wasserhaushalt immer fundierter erfolgen kann. Grundlage sind und bleiben belastbare Daten und darauf fußende Methoden und Verfahren.

Das hier im Überblick vorgestellte Verfahren einer Klassifizierung des Wasserhaushalts entsprechend Anhang V WRRL bzw. OGewV basiert pragmatisch auf einer Indikation entsprechender anthropogener Belastungen, die direkt auf den Wasserkörper und/oder auf die hydrologischen Verhältnisse des Einzugsgebiets wirken und mit denen entsprechende ökologische Wirkungen verbunden sind. Das Vorgehen erscheint bei der aktuellen Daten- und Methodenlage, bei der notwendigen breiten Anwendung und der gebotenen Sparsamkeit des Mitteleinsatzes im Moment als weitgehend alternativlos. Gerade auch deshalb besteht für die Methodik Validierungs- und Weiterentwicklungs- sowie genereller Forschungsbedarf auf dem Feld der Ökohydrologie (vgl. MEHL et al. 2014b, 2015):

Literatur

- BIOTA (2010): Entwicklung und Bereitstellung einer Bewertungsmethodik zur Beurteilung des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasserkörper (Fließgewässer und Seen) gemäß EU-WRRL im Land Sachsen-Anhalt. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft des Landes Sachsen-Anhalt, 250 S.
- BIOTA (2014): Klassifizierung des Wasserhaushalts von WRRL-relevanten Wasserkörpern und deren Einzugsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern, 118 S.
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & D. MEHL [Hrsg.] (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 87, 141 S.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1983): Grundlagen der Hydrologie. S. 1–388. Verlag für Bauwesen. Berlin.
- LAWA (2013): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB). Version 2.0, erstellt im Rahmen des Projektes „Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP (LFP O 3.10)“, finanziert durch das Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall". Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- LEIBUNDGUT, C. & M. EISELE (2005): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ als Expertensystem zum operationellen Einsatz im Flussgebietsmanagement. Abschlussbericht zum Projektvorhaben BWC 21013. – Forschungszentrum Karlsruhe; www.hydrology.uni-freiburg.de/forsch/hydgue/BW-Plus-Endbericht-2005-BWC-21013.pdf.
- LOCHMANN, T (2013): Automatisierte Detektion von Senken am Beispiel Mecklenburg-Vorpommern. Hochschule Neubrandenburg, Masterarbeit im Fachbereich Landschaftsarchitektur, Geoinformatik, Geodäsie und Bauingenieurwesen.

- MEHL, D. (2004): Grundlagen hydrologischer Regionalisierung: Beitrag zur Kennzeichnung der hydrologischen Verhältnisse in den Flussgebieten Mecklenburgs und Vorpommerns. Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, 156 S.
- MEHL, D., HOFFMANN, T. G., LINNENWEBER, CH., FRISKE, V., KOHLHAS, C., MÜHLNER, C. & K. PINZ (2015): Der Wasserhaushalt von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponentengruppe nach WRRL – der induktive und belastungsbasierte Ansatz des Entwurfs der LAWA-Empfehlung. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59 (3): S. 96–108.
- MEHL, D., T.G. HOFFMANN & K. MIEGEL (2014a): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. a) Handlungsanleitung. Hrsg. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO), Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden, 72 S.
- MEHL, D., T.G. HOFFMANN & K. MIEGEL (2014b): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. b) Hintergrunddokument. Hrsg. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO), Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden, 161 S.
- MERZ, B., T. MAURER & K. KAISER (2012): Wie gut können wir vergangene und zukünftige Veränderungen des Wasserhaushalts quantifizieren? *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56 (5), S. 244–256.
- OGewV: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429).
- SCHUMANN, D. (1968): Zur Definition, Verbreitung und Entstehung der Binnenentwässerungsgebiete. *Geograph. Ber.* 46/1: S. 22–32.
- WRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.

Begründung „weniger strenger Umweltziele“ nach EG-WRRL: Anwendung des Verfahrens „neuer Leipziger Ansatz“ auf eine Fallstudie in der Tschechischen Republik

Katja Sigel, Jan Machac, Bernd Klauer und Jan Brabec

Zusammenfassung

Die von der EG-Wasserrahmenrichtlinie festgelegten Umweltziele „guter Zustand“ bzw. „gutes Potenzial“ können abgesenkt werden, wenn die Kosten für deren Erreichung unverhältnismäßig teuer sind. Der „neue Leipziger Ansatz“ ist ein Verfahren, mit dem eine solche Unverhältnismäßigkeitsprüfung für Oberflächenwasserkörper vorgenommen werden kann. In diesem Beitrag wird das Verfahren „neuer Leipziger Ansatz“ auf die Tschechische Republik übertragen und anhand eines Fallbeispiels getestet.

1. Einleitung

Im Dezember 2015 begann der zweite, sechsjährige Bewirtschaftungszyklus nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Die überprüften und aktualisierten Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme sollen das Erreichen der Umweltziele bis 2021, spätestens jedoch 2027, gewährleisten. Trotz einiger Fortschritte fällt die aktuelle Bilanz zur Umsetzung der EG-WRRL in Europa ernüchternd aus: Fast die Hälfte aller Wasserkörper haben das Ziel des „guten Zustands“ noch nicht erreicht. Spätestens 2021 müssen die Mitgliedstaaten für alle Wasserkörper, die den „guten Zustand“ bis 2027 voraussichtlich verfehlen werden, „weniger strenge Umweltziele“ festlegen und begründen (Art. 4 Abs. 5 WRRL). Gründe für Zielabsenkungen können insbesondere „unverhältnismäßig hohe Kosten“ sein. In ihrem aktuellen Evaluierungsbericht bemängelt die Europäische Kommission, dass bislang „zu viele Ausnahmen gewährt wurden“ und dass die Ausnahmeregelungen „ohne triftigen Grund angewendet“, d.h. nicht hinreichend begründet wurden.¹ Derzeit gibt es europaweit noch kein etabliertes Verfahren, mit dem Unverhältnismäßigkeit im großen Maßstab geprüft werden kann. Ökonomische Kosten-Nutzen-Analysen sind sehr aufwendig und werden von deutschen Behörden vor der Hintergrund der aktuellen Datenlage als eher kritisch eingeschätzt (vgl. KLAUER et al. 2015, SIGEL et al. 2015). Vor diesem Hintergrund hat das Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ Leipzig ein Verfahren namens „neuer Leipziger Ansatz“ entwickelt, das es ermöglicht, die Unverhältnismäßigkeit von Kosten im Sinne der WRRL zu prüfen (vgl. KLAUER et al. 2015, SIGEL et al. 2015, KLAUER et al. 2016). Es ist so konzipiert, dass es von den Behörden mit vergleichsweise wenig Aufwand an vielen Oberflächenwasserkörpern durchgeführt werden kann. Derzeit wird das Verfahren auf seine praktische Anwendbarkeit in Deutschland geprüft. Grundsätzlich ist es jedoch auch in anderen Mitgliedstaaten anwendbar. In diesem Beitrag wird das Verfahren kurz beschrieben und anschließend auf die Tschechische Republik übertragen und anhand eines Fallbeispiels getestet.

2. Das Verfahren „neuer Leipziger Ansatz“

Grundsätzlich gibt es zwei Kriterien, anhand derer die Kosten für ein Maßnahmenbündel, mit dem ein „guter Zustand“ bzw. ein „gutes Potenzial“ in einem Wasserkörper erreicht werden soll, auf Unverhältnismäßigkeit geprüft werden kann: (i) die positiven Wirkungen des Maß-

¹ http://ec.europa/environment/water/water-framework/impl_reports:htm#fourth

nahmenbündels, d.h. sein Nutzen, und (ii) die Zumutbarkeit der Kosten für diejenigen, die sie zu tragen haben (SIGEL et al. 2015). Das Verfahren „neuer Leipziger Ansatz“ kombiniert beide Kriterien, nämlich Zumutbarkeitsbetrachtungen auf staatlicher Ebene mit Kosten-Nutzen-Abwägungen auf der Ebene von Wasserkörpern. Das gesamte Verfahren besteht aus vier Schritten, einem Vorschrift „Schritt 0“, der prinzipiell nur einmal durchlaufen werden muss (z.B. für einen Staat oder ein Bundesland), und drei Hauptschritten, die für jeden zu prüfenden Wasserkörper durchzuführen sind (vgl. Abbildung 1).

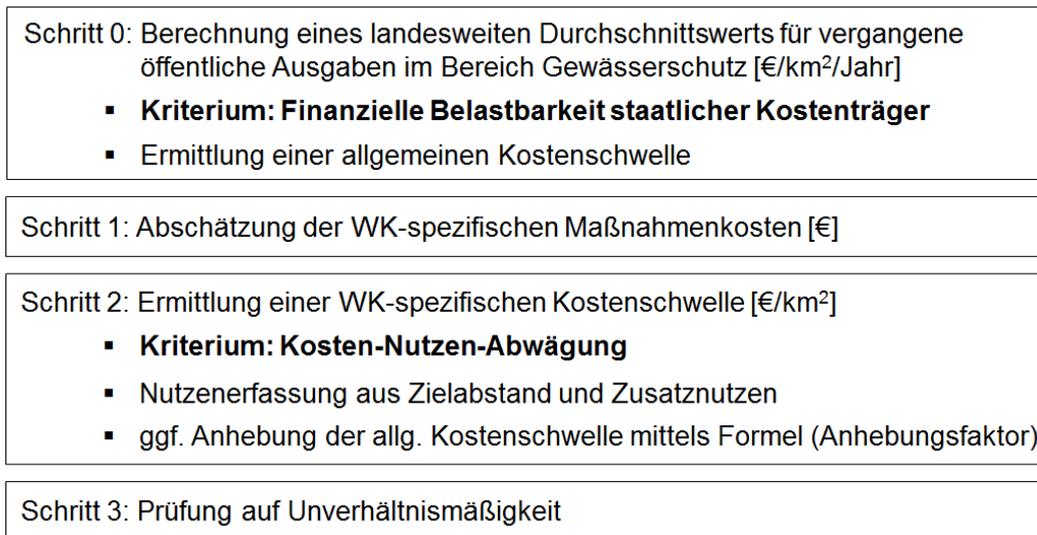


Abb. 1: Schritte des Verfahrens „neuer Leipziger Ansatz“ (WK: Abk. für Wasserkörper).

Voraussetzung für die Anwendung des Verfahrens ist, dass die durchschnittlichen staatlichen Ausgaben, die im Bereich Gewässerschutz in der Vergangenheit getätigt wurden, bekannt sind (gemessen in EUR pro km² Einzugsgebiet und Jahr). Sie dienen als Anhaltspunkt für die finanzielle Belastbarkeit der staatlichen Kostenträger. Ausgehend von dieser allgemeinen Kostenschwelle im Sinne einer Zumutbarkeitsschwelle kann dann mithilfe einer erweiterten Kosten-Nutzen-Abwägung eine wasserkörperspezifische Kostenschwelle für Unverhältnismäßigkeit berechnet werden (vgl. SIGEL et al. 2015). Hier unterscheidet der „neue Leipziger Ansatz“ zwei verschiedene Arten von Nutzen:

- Nutzen durch die Verbesserung des Gewässerzustands: Hier geht es um den Nutzen, den die Gesellschaft aus einer Verbesserung des aktuellen Zustands des Wasserkörpers hin zu einem „guten Zustand/Potenzial“ zieht. Dieser wird über den *Zielabstand* erfasst. Der Zielabstand „misst“ den Abstand zwischen dem Ist-Zustand des Wasserkörpers und dem Umweltziel „guter Zustand/gutes Potenzial“. Je weiter ein Wasserkörper noch vom Umweltziel entfernt ist, desto höher sind die mit den Maßnahmen erzielten Zustandsverbesserungen und desto höher ist der Nutzensgewinn. Der Zielabstand reicht von 0 (Ist-Zustand „gut“ oder „sehr gut“), über 1 (Ist-Zustand „mäßig“) und 2 (Ist-Zustand „unbefriedigend“) bis 3 (Ist-Zustand „schlecht“) und wird anhand der Daten des Gewässermonitorings nach Art. 8 und Anhang V WRRL ermittelt (SIGEL et al. 2015).

- *Zusatznutzen*: Über den Zusatznutzen werden zusätzliche positive Nebeneffekte erfasst, die mit der Umsetzung des kosteneffizienten Maßnahmenbündels einhergehen. Folgende fünf Kategorien werden dabei unterschieden: Ökologie/Naturschutz, Frischwasserbereitstellung/-reinigung, Hochwasserschutz, Bodenschutz, Tourismus/Erholung/Kulturelles Erbe/Landschaftsbild. Der Zusatznutzen erfolgt über eine holistische Experteneinschätzung, indem alle relevanten Aspekte in Bezug auf die fünf Kategorien beschrieben und mittels Punkteschema quantifiziert werden (0: kein Zusatznutzen, 1: schwacher Zusatznutzen, 2: mittlerer Zusatznutzen, 3: hoher Zusatznutzen).

Die wasserkörperspezifische Kostenschwelle (vgl. Schritt 2) wird ermittelt, indem die allgemeine Kostenschwelle (vgl. Schritt 0) auf die Fläche des zu prüfenden Wasserkörpers skaliert und mit dem sogenannten *Aufwandsfaktor* multipliziert wird. Der Aufwandsfaktor steigt mit der Höhe des zu erwartenden Nutzens. Er soll den Mehraufwand berücksichtigen, der als angemessen dafür erachtet wird, dass die WRRL neue, ambitionierte Ziele für den Gewässerschutz setzt. Dieser Mehraufwand rechtfertigt ggf. höhere Ausgaben gegenüber der Vergangenheit. Aufwandsfaktor 0 bedeutet, dass die vergangenen jährlichen Ausgaben zwar fortgeführt, aber nicht verstärkt werden, also für die WRRL keine zusätzlichen finanziellen Ressourcen eingesetzt werden (vgl. SIGEL et al. 2015).

Der „neue Leipziger Ansatz“ schlägt folgende Formel für die Berechnung des Aufwandsfaktors vor:

$$\text{Aufwandsfaktor} = \frac{2}{18} \text{Zielabstand} + \frac{1}{18} \text{Zusatznutzen}$$

Bei maximalem Zielabstand und Zusatznutzen (Punktzahl 3) beträgt der maximale Aufwandsfaktor demnach 0,5, was einer Verstärkung der finanziellen Anstrengungen um 50% entspräche. Der Zielabstand wird im Vergleich zum Zusatznutzen doppelt gewichtet, um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass das primäre Ziel der WRRL in der Verbesserung des Gewässerzustands liegt. Diese Formel ist nicht wissenschaftlich ableitbar, sondern muss letztlich politisch festgelegt und begründet werden (vgl. KLAUER et al. 2015). Sie kann somit in der Tschechischen Republik anders lauten als in der Bundesrepublik Deutschland.

Die Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit (vgl. Schritt 3) ist simpel: Sind die in Schritt 1 ermittelten Maßnahmenkosten für die Zielerreichung signifikant höher als die in Schritt 2 ermittelte wasserkörperspezifische Kostenschwelle, d.h. liegen die Kosten signifikant über dem aufgrund des zu erwartenden Nutzens gerechtfertigten Mehraufwand, liegt Unverhältnismäßigkeit vor.

3. Anwendungsfall Tschechische Republik

3.1 Allgemeine Charakterisierung des Fallbeispiel-Gewässers: Der Stausee „Stanovice“ und seine Zuflüsse

Der Stausee „Stanovice“ liegt nahe Karlsbad in Westböhmen in der Tschechischen Republik und dient in erster Linie der Trinkwasserversorgung von Karlsbad und Umgebung. Doch auch für die Energiegewinnung, die Fischerei und den Hochwasserschutz von Karlsbad spielt er eine gewisse Rolle. Der Stausee einschließlich der beiden Zuflüsse „Lomnický

potok“ und „Dražovský potok“ umfasst eine Gesamteinzugsgebietsfläche von 92 km². Bei den Zuflüssen handelt es sich um natürliche Wasserkörper (NWB), beim Stausee um einen künstlichen Wasserkörper (AWB). Die Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit soll aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten für alle drei Wasserkörper gemeinsam vorgenommen werden. Aktuell verfehlen der Stausee „Stanovice“ und der Zufluss „Lomnický potok“ das Umweltziel „gutes Potenzial“ bzw. „guter Zustand“, lediglich der Zustand des Zuflusses „Dražovský potok“ kann als „gut“ bezeichnet werden. Grund hierfür sind hohe Phosphoreinträge aus Punktquellen (Kläranlagen) und diffusen Quellen (Landwirtschaft). Prinzipiell wird es jedoch für möglich gehalten, dass mithilfe geeigneter Maßnahmen im gesamten Einzugsgebiet bis spätestens 2027 ein „guter Zustand“/ein „gutes Potenzial“ erreicht werden kann.

3.2 Berechnung eines landesweiten Durchschnittswerts für vergangene öffentliche Ausgaben im Bereich Gewässerschutz (Schritt 0)

Vom tschechischen nationalen Statistikamt gibt es Daten über die vergangenen jährlichen Ausgaben im Bereich „Environmental Protection Investment“. Die beiden Unterkategorien „Wastewater Management“ und „Soil, Groundwater and Surface Water Protection and Remediation“ können als grobe Näherung für die Ausgaben im Bereich Gewässerschutz interpretiert werden. Demnach wurden in der Tschechischen Republik im Zeitraum 1994 bis 2009 im Mittel jährlich 14.338 Millionen CZK (531 Millionen EUR) für den Gewässerschutz ausgegeben (in Preisen von 2014). Bezieht man diese Zahl auf die Fläche der Tschechischen Republik (78.866 km²) so ergeben sich jährliche Ausgaben in Höhe von 181.802 CZK/km² (6.731 EUR/km²) (vgl. MACHÁČ et al. 2015).

3.2 Abschätzung der Kosten zur Erreichung des „guten Zustands“/ „guten Potenzials“ (Schritt 1)

Gemäß einer wissenschaftlichen Studie müssten die Phosphoreinträge in den Stausee „Stanovice“ um 60–200 kg/Jahr reduziert werden, um ein „gutes Potenzial“ zu erreichen. Als Maßnahmen kommen grundsätzlich Maßnahmen zur Verminderung der Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft und Maßnahmen zur Ertüchtigung von Kläranlagen in Betracht. Mithilfe von Kostenwirksamkeitsanalysen wurde ein Maßnahmenbündel identifiziert, das beide Maßnahmentypen mit einschließt und eine jährliche Reduktion von 200 kg Phosphor bewirkt. Die Kosten hierfür belaufen sich auf 1.147.844 CZK (42.465 EUR) pro Jahr (vgl. MACHÁČ et al. 2015). Es wird davon ausgegangen, dass bei Durchführung der Maßnahmen über einen Zeitraum von 12 Jahren (2016-2027) die Umweltziele bis spätestens 2027 erreicht werden. Die Gesamtkosten hierfür belaufen sich folglich auf 13.774.128 CZK (509.580 EUR). Nach Auskunft der lokalen Behörden wurden im ersten Bewirtschaftungszyklus bereits Maßnahmen mit Einfluss auf die Phosphoreinträge in den Stausee „Stanovice“ und den Zufluss „Lomnický potok“ durchgeführt. Die Kosten dieser Maßnahmen sind jedoch nicht beziffert, weshalb sie bei der Kostenabschätzung nicht berücksichtigt werden können.²

² Der „neue Leipziger Ansatz“ sieht vor, dass sämtliche Kosten aus dem Zeitraum 2009-2027 in die Kostenabschätzung mit einzubeziehen sind, also auch Kosten von Maßnahmen, die bereits durchgeführt wurden.

3.3 Berechnung einer wasserkörperspezifischen Kostenschwelle (Schritt 2)

Die wasserkörperspezifische Kostenschwelle wird berechnet, indem zunächst die durchschnittlichen vergangenen öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz (Schritt 0) auf die Einzugsgebietsfläche der zu prüfenden Wasserkörper skaliert wird. Für das Fallbeispiel gilt:

$$181.802 \frac{\text{CZK}}{\text{km}^2} \times 92 \text{km}^2 = 16.725.784 \text{ CZK}$$

Dieser Wert ist mit dem Aufwandsfaktor zu multiplizieren, der aus Zielabstand und Zusatznutzen errechnet wird.

Für die zu prüfenden Wasserkörper liegen von behördlicher Seite nur lückenhafte Daten zum Ist-Zustand vor, weshalb an dieser Stelle nur eine grobe Abschätzung des Zielabstands vorgenommen werden kann. Der Zufluss „Dražovský potok“ befindet sich laut einer wissenschaftlichen Studie bereits in einem „guten Zustand“, was einem Zielabstand von 0 entspricht. Nach Auswertung aller vorhandenen Daten kann für den Stausee „Stanovice“ ein Zielabstand von 0,4 und für den Zufluss „Lomnický potok“ ein Zielabstand von 0,2 angenommen werden (vgl. MACHÁČ et al. 2015). Beide Wasserkörper sind somit vom „guten Zustand“/„guten Potenzial“ nicht weit entfernt. Da alle drei Wasserkörper gemeinsam auf Unverhältnismäßigkeit geprüft werden sollen wird im Folgenden von einem durchschnittlichen Zielabstand von 0,2 ausgegangen.

Der Zusatznutzen wurde für alle drei Wasserkörper gemeinsam ermittelt, indem für alle fünf Kategorien Punkte zwischen 0 und 3 vergeben wurden (vgl. Tabelle 1). Als Grundlage dienten sowohl wissenschaftliche als auch behördliche Quellen. Gemittelt über die fünf Kategorien ergibt sich ein Zusatznutzen von 1,4 (vgl. MACHÁČ et al. 2015).

Tab. 1: Mittlerer Zusatznutzen der drei Wasserkörper im Fallbeispiel

Ökologie und Naturschutz	Frischwasserbereitstellung und -reinigung	Hochwasserschutz	Bodenschutz	Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe, Landschaftsbild	Zusatznutzen (Mittelwert)
schwach: 1	mittel: 2	schwach: 1	mittel: 2	schwach: 1	1,4

Ausgehend von den Werten für den Zielabstand (0,2) und den Zusatznutzen (1,4) berechnet sich der Aufwandsfaktor im Fallbeispiel wie folgt:

$$\frac{2}{18} 0,2 + \frac{1}{18} 1,4 = 0,1$$

Die wasserkörperspezifische Kostenschwelle beträgt demnach:

$$16.725.784 \text{ CZK/a} \times 0,1 = 1.672.578 \text{ CZK/a}$$

Da der gesamte Umsetzungszeitraum der WRRL (2009 bis 2027) für die Ermittlung der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle relevant ist muss dieser Wert mit 18 multipliziert werden:

$$1.672.578 \text{ CZK/a} \times 18 \text{ a} = 30.106.404 \text{ CZK}$$

3.4 Vergleich der Kosten mit der Kostenschwelle (Schritt 3)

In diesem Schritt werden die in Schritt 1 ermittelten Maßnahmenkosten zur Erreichung des „guten Zustands“/„guten Potenzials“ mit der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle (Schritt 2) verglichen. Der Vergleich zeigt, dass im Fallbeispiel die Kosten (13,8 Mio CZK) signifikant niedriger sind als die wasserkörperspezifische Kostenschwelle (30,1 Mio CZK), d.h. es liegt keine Unverhältnismäßigkeit vor.

4. Diskussion

Die Studie zeigt, dass der „neue Leipziger Ansatz“ zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten im Sinne von Artikel 4.5 WRRL prinzipiell auch auf die Tschechische Republik übertragen werden kann. Daten vom nationalen Statistikamt erlauben die grobe Abschätzung der vergangenen öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz und damit die Ableitung einer Kostenschwelle im Sinne einer Zumutbarkeitsschwelle für staatliche Kostenträger. Die Nutzenerfassung über die beiden Größen Zielabstand und Zusatznutzen stellte sich im Fallbeispiel als praktikabel heraus, die schlechte Datenlage hinsichtlich des Ist-Zustands der Wasserkörper führt jedoch zu einer hohen Unsicherheit bei der Zielabstands-Ermittlung. Die Unverhältnismäßigkeitsprüfung hat ein klares Ergebnis erbracht, nämlich dass die Maßnahmenkosten für die Zielerreichung „guter Zustand“/„gutes Potenzial“ bis 2027 verhältnismäßig sind. Wie in Deutschland auch muss nun anhand weiterer Fallstudien geprüft werden, ob der im „neuen Leipziger Ansatz“ vorgeschlagene Anhebungsfaktor, der die maximal als verhältnismäßig betrachteten Mehrkosten für die Umsetzung der WRRL und die Gewichtung von Nutzen und Zusatznutzen festlegt, für die Tschechische Republik zielführend ist.

Literatur

- KLAUER, B., SIGEL, K., SCHILLER, J., HAGEMANN, N. & K. KERN (2015): Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie – Ein Verfahren zur Begründung weniger strenger Umweltziele. UFZ-Bericht 01/2015.
- KLAUER, B., SIGEL, K. & J. SCHILLER (2016): Disproportionate costs in the EU Water Framework Directive – How to justify less stringent environmental objectives. *Environmental Science & Policy* (59), S. 10–17 (in press).
- MACHÁČ, J., BRABEC, J. & L. SLAVIKOVA (2015): Pilot study of cost proportionality analysis according to the “new Leipzig approach” in the catchment of the Stanovice Reservoir in the Czech Republic. Link: <http://www.ieep.cz/en/research-interests/params/6/71.html>.
- SIGEL, K., KLAUER, B. & J. SCHILLER (2015): Begründung „weniger strenger Umweltziele“ nach EG-Wasserrahmenrichtlinie mit unverhältnismäßigen Kosten – ein Verfahrensvorschlag. *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft* Heft Nr. 12, S. 268–774.

Hydrologische Prozessforschung in Luxemburg: Die Rolle der Uferzone in einem kleinen bewaldeten Einzugsgebiet

Julian Klaus, Barbara Glaser, Nria Martnez-Carreras, Michael Schwab und Laurent Pfister

Zusammenfassung

In diesem Beitrag wird ein Überblick über hydrologische Prozessstudien im luxemburgischen Weierbacheinzugsgebiet gegeben. Im Weierbach wurden stabile Wasserisotope und hydrochemische Parameter als Markierungsstoffe verwendet, um eine Ganglinienseparation durchzuführen und die Anteile an altem und neuem Wasser zu bestimmen. Zusätzlich wurde gezeigt, dass sich Kieselalgen dazu eignen die hydrologische Verbindung zwischen Uferzone und Fließgewässer während Abflussereignissen nachzuweisen. Im Weierbacheinzugsgebiet wurde Thermalinfrarotfotografie verwendet, um die räumlich-zeitliche Dynamik von Sättigungsflächen zu messen. Diese Daten dienen schlussendlich dazu ein physikalisch basiertes 3D HydroGeoSphere Modell zu validieren. Mittels dieses komplementären Einsatzes verschiedener Methoden ließen sich verschiedene Aspekte der Abflussbildung betrachten.

1. Einführung

Einzugsgebiete von Quellflüssen stellen den gröſsten Flächenanteil von Flusseinzugsgebieten dar. Sie spielen damit eine wesentliche Rolle bei der Entstehung von Hochwasserereignissen und tragen ihren Anteil zu hydrochemischen Frachten bei. Viele dieser Einzugsgebiete zeigen eine charakteristische Landschaftsstruktur bestehend aus einer Abfolge von Hang-Uferzone-Gewässer. Die Uferzone spielt eine wichtige Rolle bei der Regulierung des Wasser- und Stoffhaushaltes (MCGLYNN & MCDONNELL 2003a, 2003b). Das Verständnis der dort auftretenden Prozesse ist essentiell für ein fundiertes Flussgebietsmanagement. In diesem Beitrag präsentieren wir eine Zusammenfassung hydrologischer Prozessstudien mit einem Fokus auf die Uferzone im luxemburgischen Weierbacheinzugsgebiet. Es wurden verschiedene komplementäre methodische Ansätze gewählt, um die Abflussbildung des Weierbachs zu untersuchen. Im Folgenden zeigen wir Ergebnisse aus der Verwendung natürlicher Markierungsstoffe, aus der Thermalinfrarotfotografie und aus der Anwendung eines hydrologischen Modells.

2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Das Einzugsgebiet des Weierbachs liegt im Nordwesten Luxemburgs, bedeckt eine Fläche von 0,45 km² und erhebt sich zwischen 464 m und 512 m . NN (Abbildung 1). Der Weierbach ist Teil des Attert-Einzugsgebiets (250 km²), welches aus mehreren geschachtelten Teileinzugsgebieten besteht (KLAUS et al. 2015). Ein Eichen-Buchenmischwald (*Quercus petraea* und *Fagus sylvatica*) bedeckt 76 % der Gebietsfläche, die restlichen 24 % sind Nadelwald (Douglasie (*Pseudotsuga menziessii*) und Fichte (*Picea abies*). Schiefer bildet das Grundgestein im Einzugsgebiet und wird von pleistozänen periglazialen Hangdepositionen überdeckt (JUILLERET et al. 2011). Das Einzugsgebiet wird von einem Plateau dominiert, in welches ein tiefes v-förmiges Tal eingeschnitten ist. Entlang des Fließgewässers wird der Talboden von einer klar definierten, bis zu 3 m breiten Uferzone geprägt (MARTNEZ-CARRERAS et al. 2015). Der mittlere Jahresniederschlag beträgt ca. 900 mm. Während die Niederschläge annähernd gleichmäßig über das Jahr verteilt sind, ist das Abflussregime von höheren Abflüssen im Winter und niedrigeren im Sommer gekennzeichnet (PFISTER et al.

2005). Das Abflussverhalten des Weierbachs während Niederschlagsereignissen unterscheidet sich stark zwischen dem Winterhalbjahr (feucht) und den trockenen Sommermonaten. Während der Wintermonate entsteht im Einzugsgebiet ein charakteristisches Doppelspitzenereignis, mit einer ersten Abflussspitze, die mit dem Niederschlag zusammen fällt und einer zweiten, um teils mehrere Tage verzögerten, Abflussspitze (WREDE et al. 2015).

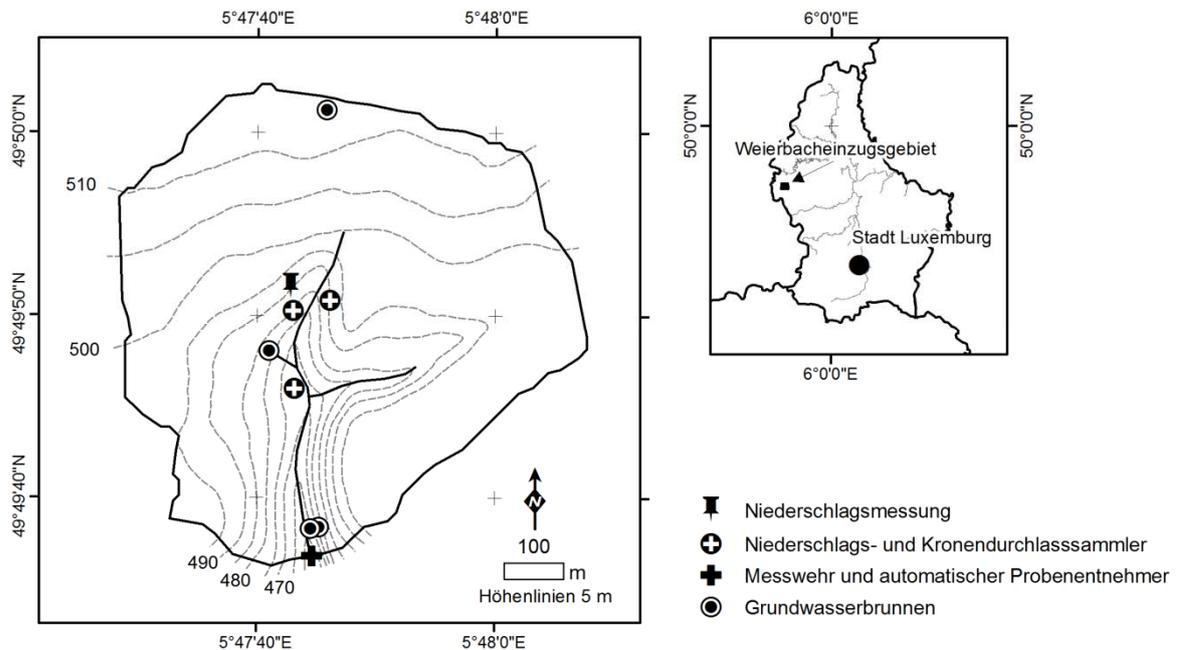


Abb. 1: Das Weierbacheinzugsgebiet mit Messeinrichtungen und seine Lage in Luxemburg.

3. Experimentelle Studien und Modellierung zur Rolle der Uferzone bei der Abflussbildung

3.1 Natürliche Markierungsstoffe

WREDE et al. (2015) verwendeten experimentelle Untersuchungen mit natürlichen Markierungsstoffen für Ganglinienseparationen (KLAUS & MCDONNELL 2013), um die Anteile von altem und neuem Wasser bzw. die Anteile von Grundwasser, Bodenwasser und Oberflächenabfluss während verschiedener Abflussereignisse zu untersuchen. WREDE et al. (2015) verwendeten Silikat für eine Zwei-Komponenten-Separation und konnten zeigen, dass die erste Abflussspitze eines Ereignisses v.a. aus sogenanntem neuem Wasser (aus dem Niederschlag) und die zweite Abflussspitze aus sogenanntem altem Wasser besteht (vor dem Ereignis im Gebiet gespeichert). Eine Separation in drei Komponenten (mit Silikat und elektrischer Leitfähigkeit) zeigte widersprüchliche Ergebnisse, da mit diesem Ansatz das Wasser der ersten Abflussspitze dem Grundwasser zugeordnet wurde. Bei der Separation in drei Komponenten zeigten sich Anteile von 70 % Grundwasser, 15 % Oberflächenabfluss und 15 % Bodenwasser im Abfluss während eines Ereignisses (WREDE et al. 2015). Die Autoren wiesen hier v.a. auf die Rolle der Uferzone als wichtiges Element in der Abflussbildung hin.

Des Weiteren wurden verschiedene Studien im Weierbacheinzugsgebiet durchgeführt, welche Kieselalgen als hydrologischen Markierungsstoff testeten und verwendeten (PFISTER et al. 2009, MARTÍNEZ-CARRERAS et al. 2015, COLES et al. 2015, KLAUS et al. 2015). Die Arbeit von MARTÍNEZ-CARRERAS et al. (2015) untersuchte, in Kombination mit hydrochemischen und isotopischen Markierungsstoffen, inwiefern Kieselalgen die hydrologische Verbindung zwischen Uferzone und dem Fließgewässer aufzeigen können. Die Anwendung stabiler Wasserisotope zur Ganglinienseparation war konsistent mit den Ergebnissen von WREDE et al. (2015) in der Hinsicht, dass neues Wasser die erste Abflussspitze und altes Wasser die zweite Abflussspitze dominiert. Im Sommer trat nur die erste Abflussspitze in Ereignissen auf, welche auch dort von neuem Wasser dominiert wurde. Weiterhin zeigten MARTÍNEZ-CARRERAS et al. (2015), dass bestimmte Spezies von Kieselalgen, die in der Uferzone leben, während Abflussereignissen überproportional im Gewässer nachweisbar waren. Dies zeigte, dass die Uferzone als wichtigstes Reservoir für Kieselalgen während der beobachteten Abflussereignisse fungierte.

3.2 Thermalinfrarotfotografie

Das Verwenden einer Thermalinfrarotkamera lässt sich als Ergänzung zu hydrologischen Markierstoffen verstehen. Grundlegende Arbeiten im Weierbach haben anfangs ausgelotet, welche Möglichkeiten mit dieser Technik zur Verfügung stehen. PFISTER et al. (2010) konnten zeigen, dass mit einer solchen Kamera sehr deutliche Temperaturunterschiede sowohl auf der Bodenoberfläche der Uferzone als auch im Fließgewässer aufgezeigt werden können. Diese Temperaturunterschiede zeigten klar auf, wo Grundwasser der Uferzone in den Weierbach einströmte (PFISTER et al. 2010). Weiterhin wurde im Weierbach gezeigt, dass Thermalinfrarotfotografie zur Bestimmung von Sättigungsflächen verwendet werden kann. Dazu wurden aus einzelnen Thermalinfrarotbildern Panoramabilder erzeugt, deren Pixel anhand der aufgenommenen Temperaturwerte in zwei Kategorien eingeteilt wurden. Pixel die eine Temperatur aufwiesen, die im Bereich der Wassertemperaturen (Temperaturen der Pixel die eindeutig dem Bach entsprechen) lag, wurden als gesättigt klassifiziert, Pixel mit Temperaturen außerhalb dieses Bereiches als ungesättigt (Abbildung 2). Auf Basis dieser Erkenntnisse und methodischen Entwicklungen zeigten FRENTRESS (2015) und GLASER (2015), dass man Thermalinfrarotfotos dazu verwenden kann, den Anteil an gesättigter Bodenoberfläche in der Uferzone zu bestimmen. Zwischen der Ausdehnung von Sättigungsflächen und gemessenem Abfluss bachabwärts der observierten Uferzone konnte ein positiver Zusammenhang festgestellt werden, der jedoch vorrangig durch einzelne Extremwerte getragen wurde.

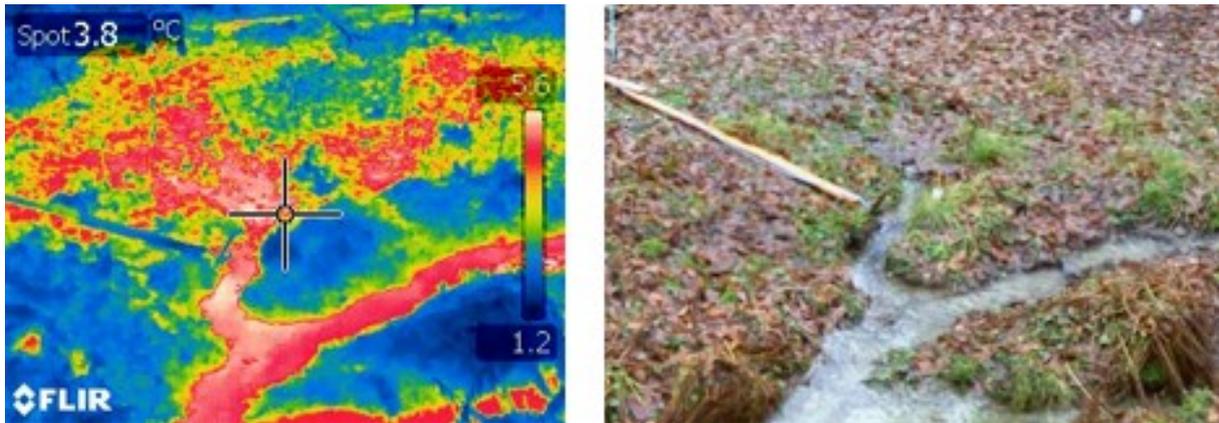


Abb. 2: Ein Thermalinfrarotfoto (links) neben einem echten Foto (rechts) der Uferzone im Weierbacheinzugsgebiet, die zur gleichen Zeit aufgenommen wurden. Im linken Bild lassen sich sowohl das Fließgewässer also auch die gesättigten Flächen auf der Bodenoberfläche erkennen.

3.3 Modellierungen mit einem 3-dimensionalen physikalisch basierten Modell

Die vorangehenden experimentellen Arbeiten im Weierbach wurden mit physikalisch basierter Modellierung ergänzt, um nicht beobachtbare Prozesse zu identifizieren. Hierzu wurde das physikalisch basierte 3D Modell HydroGeoSphere (HGS, THERRIEN et al. 2010) für ein 6 ha großes Gebiet im Oberlauf des Weierbachs implementiert (GLASER 2015). Dazu wurde ein 0,02 m LiDAR-DEM verwendet, welches eine Höhenauflösung von <1 mm hatte. Es wurde ein Gitternetz mit über 18.000 Elementen verwendet, in dem die Knoten einen Abstand zwischen 10 m (am Hang) und kleiner 0,25 m (in der Uferzone) aufwiesen. Für die Struktur des Untergrunds, welcher für den Modellaufbau benutzt wurde, konnten Daten aus geoelektrischen Verfahren verwendet werden. Die Modellierung verfolgte ein Konzept, bei dem sich der Aufbau des Modells sehr nahe an gemessenen Felddaten orientierte. Die darauffolgende Parameteranpassung und Modellvalidierung wurde mittels orthogonaler Datensätze (Abfluss an zwei Messwehren, Bodenfeuchte, Sättigungsflächen) durchgeführt. Als Eingangsdaten dienten im Feld und Labor gemessene hydraulische Bodenparameter und Mualem-van Genuchten Parameter. Des Weiteren wurden Niederschlagsdaten, meteorologische Parameter und Daten zum Blattflächenindex verwendet (GLASER 2015). Mit dem Modell war es möglich, die Ausbreitung der Sättigungsflächen nachzubilden. Außerdem konnte mit dem Modell der Abfluss am Auslass der 6 ha großen Fläche relativ gut nachvollzogen werden ($NS = 0,74$). Nichtsdestotrotz wurde die erste schnelle Abflussspitze im Gebiet häufig unterschätzt (Abbildung 3a). Weiterhin kann mit dem verwendeten HGS-Modell die Dynamik der Bodenfeuchte an verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet simuliert werden (Abbildung 3b). Dabei wurde die minimale Bodenfeuchte im Sommer und Herbst 2013 überschätzt, während die höheren Werte gut simuliert wurden. Es gibt Unterschiede in der Modellqualität an verschiedenen Messpunkten der Bodenfeuchte, die durch die räumliche Variabilität der Bodenparameter im Einzugsgebiet entstehen, während diese Parameter im Modell einheitlicher gehalten wurden. In Abbildung 3c und 3d wird gezeigt, wie sich modellierte

und gemessene Ausdehnung der Sättigungsflächen zueinander verhalten. Anhand mehrerer dieser Bilder lässt sich zeigen, dass sich sowohl Größenordnung als auch Muster von Modell und Beobachtungen ähneln. Durch das Modell ließ sich weiterhin zeigen, dass die Sättigungsflächen von anderen Modellparametern kontrolliert werden als das Abflussverhalten des Einzugsgebiets (GLASER 2015).

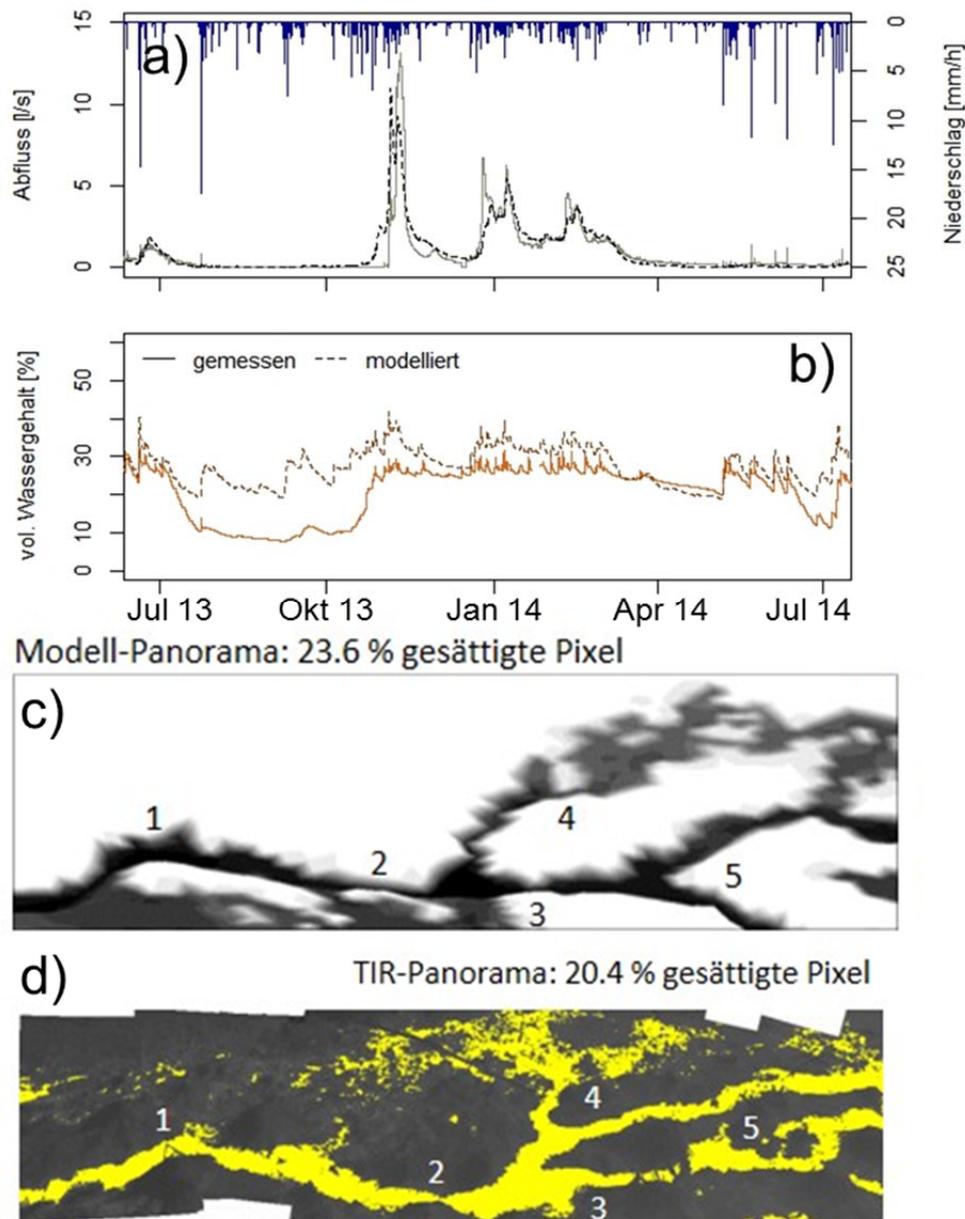


Abb. 3: Vergleich zwischen Modellergebnissen und Felddaten zeigt a) die gemessenen und modellierten Abflusswerte am Auslass des 6 ha großen Untersuchungsgebietes, b) die Bodenfeuchte, c) einen Auszug aus der gesättigten Fläche im Modell inklusive der Ausdehnung des Gewässers und d) das gleiche wie c) anhand eines Thermalinfrarotbildes (die gesättigten Pixel sind gelb).

4. Schlussfolgerung

Wir zeigten hier einen Überblick über die experimentellen und modellbasierten Prozessuntersuchungen im Einzugsgebiet des Weierbachs in Luxemburg. Es wurde gezeigt, dass Kieselalgen als neuer biologischer Markierungsstoff verwendet werden können, um die Verbindung zwischen der Uferzone und dem Gewässer während Niederschlagsabflussereignissen nachzuweisen. Weiterhin konnte mittels natürlich vorkommender Markierungsstoffe (stabile Wasserisotope und hydrochemische Parameter) gezeigt werden, dass die erste Abflussspitze im Weierbach generell von neuem Wasser und die zweite Spitze von altem Wasser dominiert wird. Mittels des Einsatzes von Thermalinfrarotfotografie und Bildbearbeitung konnte die Sättigungsflächendynamik gemessen werden. Diese Daten halfen dabei ein physikalisches 3D Modell zu validieren, welches zusätzlich mit Abfluss und Bodenfeuchtedaten validiert wurde. Mit Hilfe des Modells konnte gezeigt werden, dass verschiedene Gebietsparameter den Abfluss und die Sättigungsflächenausdehnung beeinflussen. Schlussfolgernd zeigt sich, wie mittels eines komplementären Einsatzes verschiedener Methoden bestimmte Aspekte der Abflussbildung ermittelt werden können. In künftigen Studien ist geplant die detaillierten Fließwege mit Hilfe stabiler Isotope und hydrologischer Modellierung zu bestimmen. Weiterhin ist die räumlich-zeitliche Interaktion zwischen der Uferzone, dem Grundwasser der Uferzone und dem Fließgewässer nicht vollends verstanden. Hier kann eine Kombination aus natürlichen Markierungsstoffen und dem Einsatz von Thermalinfrarotfotografie nützlich sein.

Literatur

- COLES, A. E., WETZEL, C. E., MARTÍNEZ-CARRERAS, N., ECTOR, L., MCDONNELL, J. J., FRENTRESS, J., KLAUS, J., HOFFMANN, L. & L. PFISTER (2015): Diatoms as a tracer of hydrological connectivity: are they supply limited? *Ecohydrology*, in press.
- FRENTRESS, J. (2015): The role of near-stream zones on flow, chemistry and isotopic composition at the headwater scale. S. 1–110. Dissertation, Oregon State University, Corvallis, OR.
- GLASER, B. (2015): Dynamics of surface saturation in the riparian zone - experimental investigation and modelling. S. 1–110. Masterarbeit, Universität Bayreuth. Bayreuth.
- JUILLERET, J., IFFLY, J. F., HOFFMANN, L., & HISSLER, C. (2011): The potential of soil survey as a tool for surface geological mapping: a case study in a hydrological experimental catchment (Huwelerbach, Grand-Duchy of Luxembourg). *Geologica Belgica* 15: S. 36–41.
- KLAUS, J. & J.J. MCDONNELL (2013): Hydrograph separation using stable isotopes: Review and evaluation. *Journal of Hydrology* 505: S. 47–64.
- KLAUS, J., WETZEL, C. E., MARTÍNEZ-CARRERAS, N., ECTOR, L., & L. PFISTER (2015): A tracer to bridge the scales: on the value of diatoms for tracing fast flow path connectivity from headwaters to meso-scale catchments. *Hydrological Processes* 29(25): S. 5275–5289.
- MARTÍNEZ-CARRERAS, N., WETZEL, C. E., FRENTRESS, J., ECTOR, L., MCDONNELL, J. J., HOFFMANN, L., & L. PFISTER (2015): Hydrological connectivity inferred from diatom transport through the riparian-stream system. *Hydrology and Earth System Sciences* 19(7): S. 3133–3151.

- MCGLYNN, B.L. & J.J. MCDONNELL (2003a): Quantifying the relative contributions of riparian and hillslope zones to catchment runoff. *Water Resources Research* 39.11.
- MCGLYNN, B.L. & J.J. MCDONNELL (2003b): Role of discrete landscape units in controlling catchment dissolved organic carbon dynamics. *Water Resources Research* 39.4.
- PFISTER, L., MCDONNELL, J. J., HISSLER, C., & L. HOFFMANN (2010): Ground-based thermal imagery as a simple, practical tool for mapping saturated area connectivity and dynamics. *Hydrological Processes* 24(21): S. 3123–3132.
- PFISTER, L., MCDONNELL, J. J., WREDE, S., HLÚBIKOVÁ, D., MATGEN, P., FENICIA, F., ECTOR, L. & HOFFMANN (2009): The rivers are alive: on the potential for diatoms as a tracer of water source and hydrological connectivity. *Hydrological Processes* 23: S. 2841–2845.
- PFISTER, L., DROGUE, G., POIRIER, C. & L. HOFFMANN (2005): Spatial variability of trends in hydrological extremes induced by orographically enhanced rainfall events due to westerly atmospheric circulations. *Water Science and Technology* 51 (5): S. 15–21.
- TERRIEN, R., MCLAREN, R., E.A. SUDICKY & S. P. PANDAY (2010): *HydroGeoSphere: A Three-dimensional Numerical Model Describing Fully-integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport*. Groundwater Simulations Group. University of Waterloo. Waterloo.
- WREDE, S., FENICIA, F., MARTÍNEZ-CARRERAS, N., JUILLERET, J., HISSLER, C., KREIN, A., SAVENIJE, H.H.G., UHLENBROOK, S., KAVETSKI, D. & L. PFISTER (2015): Towards more systematic perceptual model development: a case study using 3 Luxembourgish catchments. *Hydrological Processes* 29: S. 2731–2750.

Ökohydrologische Modellierung eines tidebeeinflussten Einzugsgebietes unter starker anthropogener Nutzung in den sommerfeuchten Tropen

Malte Lorenz, Stephanie Zeunert und Günter Meon

Zusammenfassung

Das Thi Vai Ästuar liegt in Südvietnam und galt in Folge industrieller Abwassereinleitungen von 1990–2008 als ökologisch tot. Erste Erfolge in der Verbesserung der Wasserqualität drohen durch die anhaltende anthropogene Entwicklung schnell überholt zu werden. Der Beitrag des Einzugsgebietes zur Belastung des Ästuars wurde bisher kaum berücksichtigt. Im Rahmen des Forschungsvorhabens EWATEC-COAST erfolgte die Entwicklung eines modellbasierten Managementsystems als Instrumentarium zur Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars. Dieses beinhaltet ein ökohydrologisches Einzugsgebietsmodell, welches im Rahmen des Vorhabens entwickelt und mit einem hydraulischen Wasserqualitätsmodell gekoppelt wurde. Das kalibrierte Modell wurde eingesetzt, um Belastungsquellen und -schwerpunkte aufzuzeigen. Anhand von Szenarien wurden Aussagen über die Belastung des Ästuars und dessen Einzugsgebiet in der nahen Zukunft getroffen.

1. Einführung

Die hier vorgestellte Studie ist Teil des deutsch-vietnamesischen Verbundforschungsvorhabens „Technologien zum nachhaltigen Gewässer- und Umweltschutz von Küstenlandschaften in Vietnam (EWATEC-COAST)“, welches vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und von der Vietnam National University Ho-Chi-Minh City gefördert wurde. Im Fokus des Vorhabens liegt das Thi Vai Ästuar und sein Einzugsgebiet. Das Thi Vai Ästuar liegt in Südvietnam im Bereich der sommerfeuchten Tropen, in einer der Hauptentwicklungszone des Landes. Infolge ungereinigter industrieller Abwassereinleitungen galt das Thi Vai Ästuar von 1990–2008 als ökologisch tot. Besonders im Ober- und Mittellauf lag die Konzentration von gelöstem Sauerstoff streckenweise unter 1 mg/l. Hauptverursacher der Verschmutzung war die Firma Vedan (NGUYEN & PHAM 2012). Erste Erfolge in der Reinigung und Kontrolle von industriellem Abwasser haben zu einer Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars geführt, jedoch liegt immer noch eine deutliche Verschmutzung vor. Diese ersten Erfolge in der Verbesserung der Wasserqualität können durch die fortschreitende Entwicklung der Industrie, Bevölkerung und Intensivierung der Landwirtschaft jedoch schnell überholt werden. Bisher liegt das Augenmerk des Wasserqualitätsmanagements ausschließlich auf den direkt an das Ästuar angrenzenden Industriezonen. Der Beitrag des Einzugsgebietes zur Belastung des Thi Vai Ästuars wurde bisher kaum berücksichtigt.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens erfolgte die Entwicklung eines modellbasierten Managementsystems als Instrumentarium zur nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars und des Thi Vai Einzugsgebietes (MEON et al. 2014). Das Managementsystem umfasst, unter anderem, ein gekoppeltes hydrologisches und hydraulisches Modellsystem zur Simulation der Wasserquantität und -qualität von Oberflächengewässern. Da das Thi Vai Ästuar unter Tideeinfluss steht, ist es erforderlich, ein hydrodynamisches Wasserqualitätsmodell zu verwenden, um die komplexe zeitliche und räumliche Dynamik der Wasserquantität und -qualität abzubilden. Das hydrodynamische Wasserqualitätsmodell benötigt die Zuflüsse sowie Stofffrachten bzw. Konzentrationen von Wasserqualitätsparametern aus dem Einzugsgebiet als Randbedingungen in einer angemessenen zeitlichen Auflösung. Diese werden durch ein ökohydrologisches Modell bereitgestellt, welches die Transport- und

Transformationsprozesse im Einzugsgebiet simuliert (LORENZ 2015). In dieser Studie liegt der Schwerpunkt auf der ökohydrologischen Modellierung der Wasserquantität und -qualität im Thi Vai Einzugsgebiet. Anhand dieser werden die aktuellen Belastungsquellen und -schwerpunkte des Thi Vai Ästuars aufgezeigt. Des Weiteren wird anhand eines Entwicklungsszenarios von Industrie, Bevölkerung und Landwirtschaft eine Prognose der Wasserqualität in der nahen Zukunft (ca. 2020) durchgeführt. Da zu Beginn der Studie nahezu keine Daten zur Wasserquantität und -qualität des Thi Vai Einzugsgebietes vorlagen, wurde ein Monitoringprogramm entlang des Ästuars und an dessen drei wichtigsten Zuflüssen initialisiert (LORENZ et al. 2014).

2. Untersuchungsgebiet und Vorgehen

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Thi Vai Einzugsgebiet hat eine Größe von etwa 625 km² und liegt in den Provinzen Dong Nai, Ba Ria-Vung Tau und Ho-Chi-Minh-Stadt in Südvietnam. Das Thi Vai Ästuar hat eine Länge von etwa 32 km und wird von halbtägigen Gezeiten beeinflusst. Die bedeutendsten Zuflüsse sind der Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac (Abbildung 1). Das Einzugsgebiet liegt in den sommerfeuchten Tropen und wird von dem Monsun beeinflusst. Die Regenzeit umfasst die Monate Mai bis November und die Trockenzeit Dezember bis April. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 1800 mm, wovon 80 % in der Regenzeit fallen. Neben der hohen Dichte von Industriezonen entlang des Thi Vai Ästuars (10 % der Einzugsgebietsfläche), ist das Einzugsgebiet durch eine intensive Landwirtschaft charakterisiert. Diese wird mit einem Flächenanteil von 42 % durch Kautschukplantagen dominiert. Weitere bedeutende Landnutzungen im Einzugsgebiet sind Reis mit einem Flächenanteil von 5 %, einjährige Nutzpflanzen mit 7 %, Mangrovenwald mit 7 % und Siedlungsflächen mit 10 %. Die Böden im Einzugsgebiet werden durch saure Bodentypen wie Acrisole (z.B. arenic Acrisol 23 % und ferric Acrisol 9 %) bestimmt sowie rhodic Ferralsole (15 %) und thionic Fluvisole (11 %).

2.2 Monitoring der Wasserquantität und -qualität

Zu Beginn des Forschungsvorhabens waren kaum Daten in Bezug auf die Wasserquantität und -qualität im Einzugsgebiet vorhanden. Daher wurde im März 2013 ein Monitoringprogramm entlang des Thi Vai Ästuars sowie an den drei wichtigsten Zuflüssen (Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac) des Ästuars initialisiert (siehe Abbildung 1) und bis Juni/September 2014 betrieben. Die Position der Stationen an den Zuflüssen wurde so gewählt, dass diese nicht durch die Tide oder andere störende Rückstauwirkungen beeinflusst werden, damit eine eindeutige Abflusskurve erstellt werden konnte. Zusätzlich mussten die Stationen relativ einfach zu erreichen sein, da der Großteil des Einzugsgebietes nur über eine schwach entwickelte Infrastruktur verfügt. Alle Stationen wurden mit Drucksonden ausgestattet, die den Wasserstand und die Temperatur in einem Intervall von 10 min automatisch aufzeichnen. Die drei Stationen innerhalb des Ästuars, Long Tho, Vedan und Cai Mep, sind im Ober-, Mittel- und Unterlauf verteilt, hier wurde zusätzlich die Salinität aufgezeichnet. Für weitere Informationen zum Monitoring im Thi Vai Ästuar sei auf PRILOP et al. (2014a) verwiesen.

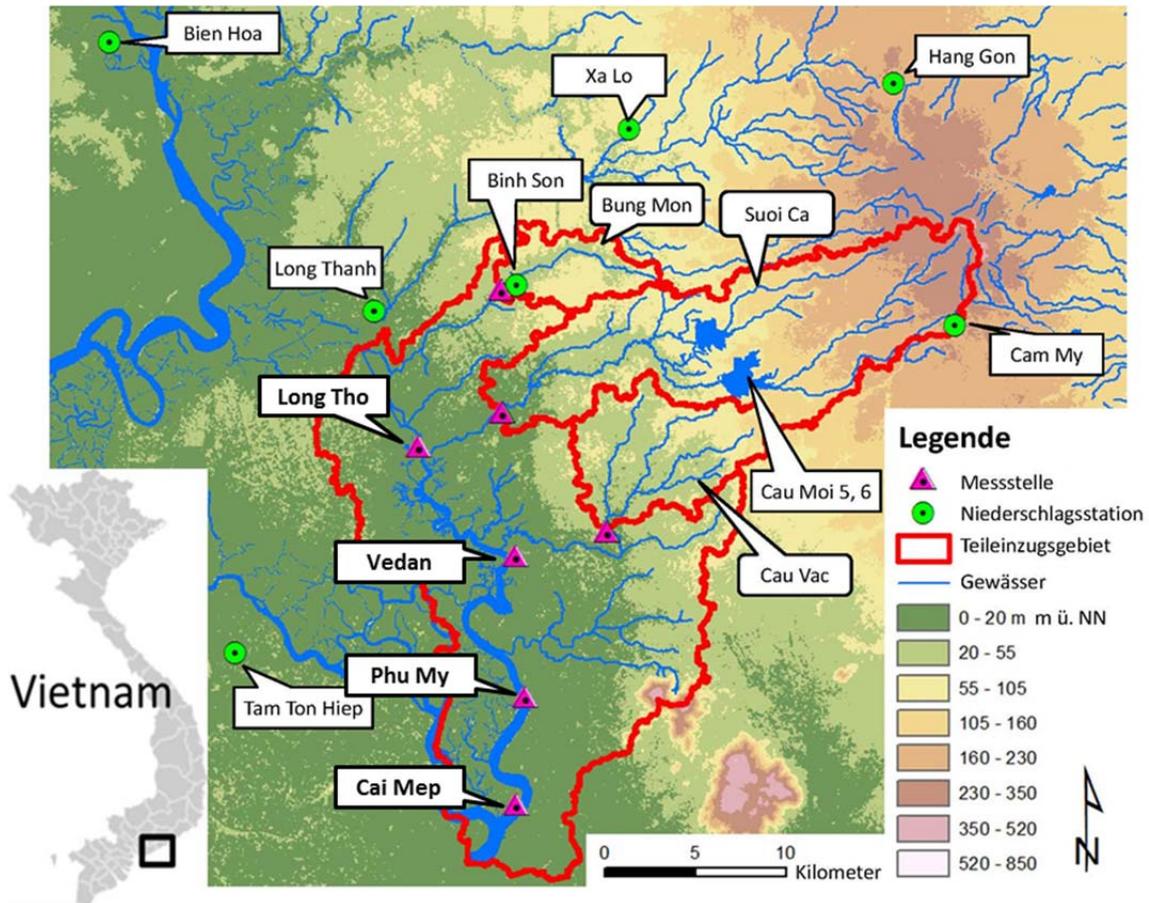


Abb.1: Übersichtskarte der Lage und Topografie des Thi Vai Ästuars und dessen Einzugsgebiets sowie der untersuchten Teileinzugsgebiete in Südvietnam.

An jeder der Stationen der Zuflüsse wurde über die Trocken- und Regenzeit verteilt jeweils 20 bis 30 Abflussmessungen pro Station durchgeführt, die zur Erstellung von Abflusskurven genutzt wurden. Das Monitoring der Wasserqualität erfolgte parallel. Es wurden ca. einmal pro Woche die Wasserqualitätsparameter Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung mittels Multiparametersonde (V2 6600, YSI) gemessen. Zusätzlich wurden Schöpfproben genommen, die innerhalb von 24 Stunden nach der Probenahme im Labor analysiert wurden. Im Labor wurden die Parameter Ammonium (NH_4), Nitrit (NO_2), Nitrat (NO_3), Gesamtstickstoff (TN), gelöstes Phosphat (PO_4), Gesamtphosphor (TP) und Eisen photometrisch bestimmt (NOVA60, Merck). Der Parameter gesamte suspendierte Feststoffe (TSS) wurde gravimetrisch ermittelt. Zusätzlich wurden Felduntersuchungen durchgeführt, um die Informationen vorhandener Boden- und Landnutzungskarten zu verbessern.

2.3 Modellaufbau und Kalibrierung

Die Modellierung der Hydrologie und der Wasserqualität der Zuflüsse des Thi Vai Ästuars erfolgt mit dem Modell PANTA RHEI. PANTA RHEI ist ein hydrologisches, semi-distributives Modell, welches maßgeblich an der Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz (HYWAG) des Leichtweiß-Instituts für Wasserbau (LWI) an der TU Braunschweig

entwickelt wird. Aufgrund seiner grafischen Benutzeroberfläche sowie Schnittstellen zu Datenbanken und geografischen Informationssystemen wird eine benutzerfreundliche und effiziente Bedienung erlaubt. PANTA RHEI hebt sich durch sein physikalisch basiertes Bodenmodell von hydrologischen Modellen ab, die auf dem reinen Curve Number Ansatz basieren. Des Weiteren werden in PANTA RHEI zwei virtuelle Speicher genutzt, um den Grundwasserabfluss zu beschreiben. Dies wirkt sich vorteilhaft bei der Simulation des Basisabflusses aus, besonders während ausgedehnter Trockenzeiten, wie es in den sommerfeuchten Tropen der Fall ist. Bestehende ökohydrologische Einzugsgebietsmodelle sind maßgeblich für den Einsatz in den gemäßigten Breiten entwickelt worden. Daher erfolgte die Erweiterung von PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem (PANTA RHEI WQ), das den Anforderungen in den sommerfeuchten Tropen gerecht wird. Hierzu ist das Modellsystem PANTA RHEI um fünf neue Module erweitert worden (LORENZ 2015):

1. terrestrischer, biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor)
2. Pflanzenwachstum und -management
3. Erosion
4. punktuelle Quellen und Siedlungsabwässer
5. Wasserqualität.

PANTA RHEI ermöglicht einen Zeitschritt kleiner als einen Tag. Um die zeitliche Dynamik der Dekomposition und Mineralisierung in den sommerfeuchten Tropen plausibel nachbilden zu können, wurden Ansätze verwendet, die eine temporäre Zwischenspeicherung von Nährstoffen in der mikrobiellen Biomasse im Boden berücksichtigen. Des Weiteren wurden verbesserte Funktionen zur Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf Umsatzprozesse im Boden verwendet. Die implementierten Wasserqualitätsroutinen berücksichtigen eine Interaktion zwischen der aquatischen Biomasse (Algen, Periphyton), Sauerstoff, Nährstoffen (C, N und P), Detritus und Sediment. Darüber hinaus werden differenzierte Stoffformen, wie z.B. NH_4 , NO_2 oder NO_3 , betrachtet. Das in PANTA RHEI WQ implementierte Wasserqualitätsmodell behebt somit Defizite, die bei gängigen ökohydrologischen Modellen auftreten. Daher kann zum einen über eine rein frachtbezogene Betrachtung hinausgegangen werden, und zum anderen eignet sich das Modell sehr gut für eine Kopplung mit hydraulischen Wasserqualitätsmodellen. Die Lage der verfügbaren Niederschlagsstationen sowie der Messstellen ist in Abbildung 1 zu sehen. Zeitreihen von Tageswerten der meteorologischen Parameter Temperatur, Sonnenstunden, Luftfeuchtigkeit und Wind sind für die Klimastation Bien Hoa verfügbar. An den übrigen Stationen liegt der Niederschlag in einer täglichen Auflösung vor. Informationen zu punktuellen Quellen sind für das Thi Vai Einzugsgebiet nur eingeschränkt verfügbar. Die Abschätzung der Abwasserfrachten aus Haushaltsabwässern erfolgt unter Nutzung lokaler Untersuchungen von VKHT (2010) bezüglich Wasserverbrauch und Abwasserkonzentrationen, welche mit der aus statistischen Jahrbüchern bekannten Bevölkerungsanzahl im Thi Vai Einzugsgebiet verrechnet werden. Daten zu punktuellen Einleitungen aus Betrieben und Firmen wurden von dem vietnamesischen Projektpartner bereitgestellt. Diese Daten wurden im Jahr 2012 erhoben. Für die meisten der erfassten Betriebe lagen gemessene Abwassermengen vor, Abwasserkonzentrationen mussten jedoch in den überwiegenden Fällen anhand von Literaturdaten abgeschätzt werden (z.B. NGUYEN &

LUONG 2012). Um den Stoffeintrag durch diffuse Belastungen zu bestimmen, wurde für jede der Landnutzungsklassen ein Managementplan definiert. Die Managementpläne wurden anhand von Feldbefragungen und regionalen Empfehlungen für die Anbaupraktiken der jeweiligen Landnutzungsklasse aufgestellt (z.B. DANG 2004). In Anbetracht der geringen Einzugsgebietsgröße der Teileinzugsgebiete, der ausgeprägten Abflusssdynamik während der Regenzeit sowie der Anforderungen des hydrodynamischen Modells wird ein Modellzeitschritt kleiner als ein Tag angestrebt. Daher wurden satellitenbasierte Niederschlagsmessungen verwendet, um die vorhandenen täglichen Stationsdaten zeitlich zu disaggregieren. Hierfür wurde das satellitenbasierte Niederschlagsprodukt TRMM3B42 Version 7 verwendet (NASA 2015). Die räumliche Auflösung der TRMM-Daten ist $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ (im Bereich des Thi Vai Einzugsgebietes etwa 28 km x 28 km), und die zeitliche Auflösung ist 3 h. Die TRMM-Gitterpunktdichte entspricht somit in etwa der Niederschlagsstationsdichte. Die zeitliche Disaggregation der Stationsniederschläge erfolgt in Anlehnung an GEBREMICHAEL & HOSSAIN (2010). In PRILOP et al. (2014b) und ZEUNERT et al. (2015) wird auf die Anwendung des hydrodynamischen Wasserqualitätsmodells DELFT3D eingegangen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bewertung der Wasserqualität

Die Ergebnisse des Wasserqualitätsmonitorings sind für ausgewählte Parameter für die untersuchten Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac in Abbildung 2 dargestellt. Alle Wasserqualitätsparameter werden im Vergleich zum vietnamesischen Wasserqualitätsstandard A2 (QCVN 2008) betrachtet. Abgesehen von vereinzelt Messungen, liegen alle gemessenen Nitrat- und Phosphat-Konzentrationen unter der Grenzwertkonzentration von 0,2 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ und 5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ an den drei Stationen. Im Falle von Ammonium überschreiten an der Station Bung Mon 74 %, an Suoi Ca 37 % und an Cau Vac 53 % der Messungen die Grenzwertkonzentration von 0,2 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (Abbildung 2a). Auch Nitrit weist im Vergleich zur Grenzwertkonzentration von 0,02 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$ erhöhte Konzentrationen auf (Abbildung 2c). An der Station Bung Mon sind 5 %, an Suoi Ca 32 % und an Cau Vac 76 % der gemessenen Nitrit-Konzentrationen höher als die Grenzwertkonzentration. Die Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen von NH_4 , NO_2 , NO_3 und PO_4 gegen den Abfluss weist auf einen dominanten Eintrag durch diffuse Quellen hin (siehe LORENZ 2015). Der Vergleich der gemessenen TSS-Konzentrationen mit der Grenzwertkonzentration von 30 mg/l zeigt auf, dass 58 % der Messungen an Bung Mon, 48 % der Messungen an Suoi Ca und 50 % der Messungen an Cau Vac die Grenzwertkonzentration überschreiten (Abbildung 2d). Diese Überschreitungen finden fast ausschließlich während der Regenzeit statt. Während Feldbegehungen wurden an verschiedenen Stellen im Einzugsgebiet Hinweise auf starke Bodenerosion dokumentiert. Insbesondere wurden diese im Bereich von Kautschukplantagen festgestellt, da hier häufig keine bodendeckende Vegetation zwischen den Bäumen angepflanzt wird. In Bezug auf den Parameter gelöster Sauerstoff unterschreiten an der Station Suoi Ca nur 8 % und an der Station Cau Vac 11 % der Messungen die Grenzwertkonzentration von 5 mg $\text{O}_2\text{/l}$. Hingegen unterschreiten an der Station Bung Mon 35 % der DO-Messungen die Grenzwertkonzentration (Abbildung 2b).

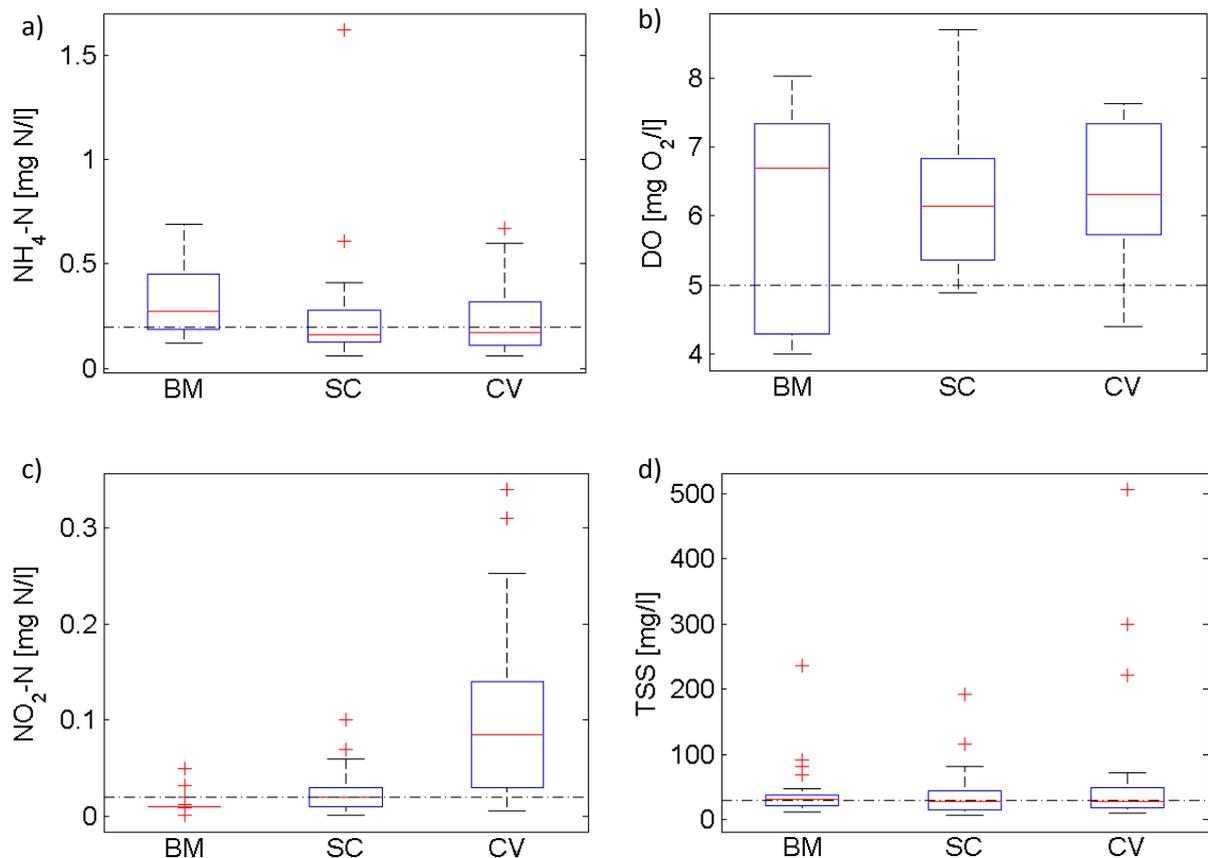


Abb. 2: Ergebnisse des Wasserqualitätsmonitorings an den Stationen Bung Mon (BM), Suoi Ca (SC) und Cau Vac (CV), (Zeitraum März 2013 bis März 2014). a) Ammonium (NH₄-N), b) gelöster Sauerstoff (DO), c) Nitrit (NO₂-N), d) gesamte suspendierte Feststoffe (TSS) dargestellt als Boxplot. (gestrichelte Linie=Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Wasserqualitätsstandard QCVN (2008) A2 (in mg/l: NH₄-N=0,2; NO₂-N=0,02; TSS=30; DO=5).

3.2 Ergebnisse der Modellkalibrierung

Die Kalibrierung des ökohydrologischen Modells PANTA RHEI erfolgte für die drei Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. In Bezug auf den Abfluss lag für den Pegel Bung Mon die längste Zeitreihe vor. Der Zeitraum der Kalibrierung reicht vom 15.03.2013–15.03.2014 und der der Validierung vom 16.03.2014–30.09.2014. Aufgrund eines zeitweiligen Ausfalls bzw. Diebstahls des Messgerätes lag für die Pegel Suoi Ca und Cau Vac ein Kalibrierungszeitraum vom 16.03.2013–30.09.2014 vor, eine Validierung konnte nicht durchgeführt werden. In Bezug auf die Wasserqualitätsparameter TSS, DO, NH₄, NO₂, NO₃, TN, PO₄ und TP wurden die gesamten zur Verfügung stehenden Messdaten für die Kalibrierung der Konzentrationen und Frachten verwendet (15.03.2013–30.09.2014). Die Kalibrierung des Abflusses sowie der Konzentrationen und Frachten der simulierten Wasserqualitätsparameter wurde für die untersuchten Teileinzugsgebiete erfolgreich durchgeführt. Im Folgenden wird exemplarisch näher auf ausgewählte Kalibrierungsergebnisse am Pegel Bung Mon eingegangen. In Abbildung 3 sind die Ergebnisse der Abflusskalibrierung gemeinsam mit den Gütekriterien Bestimmtheitsmaß (R²) sowie der Modelleffizienz (E) und der logarithmierten Modelleffizienz (Elog) nach Nash-Sutcliffe dargestellt.

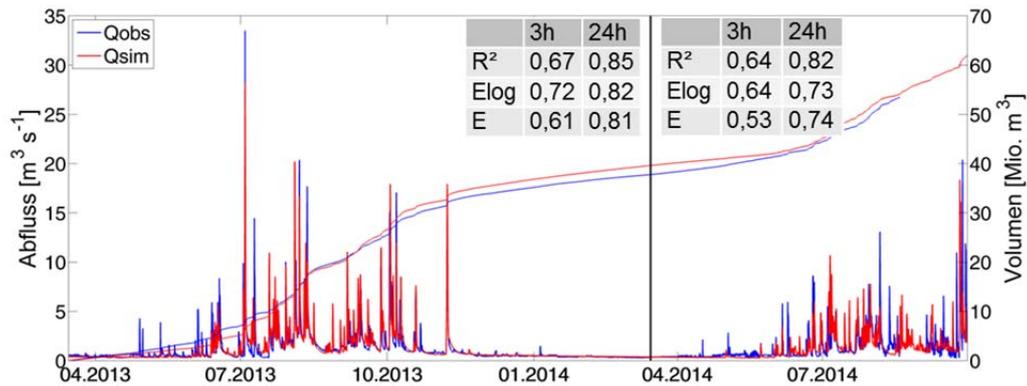


Abb. 3: Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussganglinie sowie des summierten Abflusses am Pegel Bung Mon in einer zeitlichen Auflösung von 3 h über den Kalibrierungszeitraum (15.03.2013–15.03.2014) und den Validierungszeitraum (16.03.2014–30.09.2014).

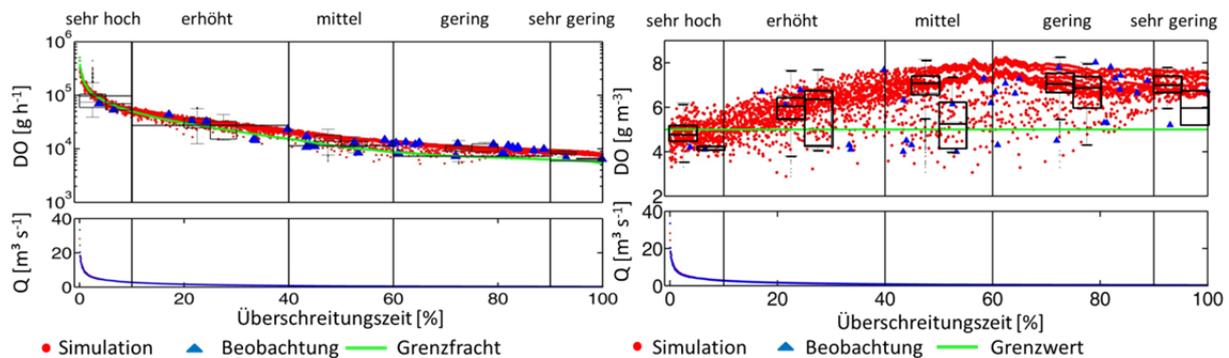


Abb. 4: Vergleich der simulierten und beobachteten Fracht- bzw. Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für den Parameter gelöster Sauerstoff DO. Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten und beobachteten Daten angegeben. Zusätzlich werden die simulierten und beobachteten Abflussdauerlinien Q gezeigt.

Es zeigt sich, dass die zeitliche Disaggregation der Stationsniederschläge mittels der satellitenbasierten Niederschlagsdaten zu einer guten Abbildung des Abflusses in einer zeitlichen Auflösung von 3 h führt. Es ist auffällig, dass insbesondere kleinere Abflussereignisse schlechter aufgelöst werden, wohingegen große Abflussereignisse überwiegend gut abgebildet werden. In Abbildung 4 sind exemplarisch die Kalibrierungsergebnisse der Frachten und Konzentrationen des integrativen Wasserqualitätsparameters gelöster Sauerstoff am Pegel Bung Mon dargestellt. Die Darstellung erfolgt nach dem „Duration Curve Concept“ (US EPA 2007). Die beobachteten und simulierten Frachten oder Konzentrationen werden an der X-Koordinate der Überschreitungszeit des jeweiligen Abflusses eingetragen. Üblicherweise wird die Dauerlinie in fünf Zonen unterteilt, welche „sehr hohe“ (0–10 %) bis „sehr geringe“ (90–100 %) Abflüsse umfassen. Es ist ersichtlich, dass der Median und die Schwankungsbreite der beobachteten DO-Frachten und -Konzentration in den fünf Abflusszonen in den meisten Fällen gut abgebildet werden.

3.3 Belastungsquellen und -schwerpunkte

Das kalibrierte ökohydrologische Modell wurde eingesetzt, um aktuelle Belastungsquellen und -schwerpunkte im Thi Vai Ästuar und dessen Einzugsgebiet aufzuzeigen. Im Folgenden wird die aktuelle Belastungssituation exemplarisch am Beispiel des Biochemischen Sauerstoffbedarfs BOD_5 dargestellt.

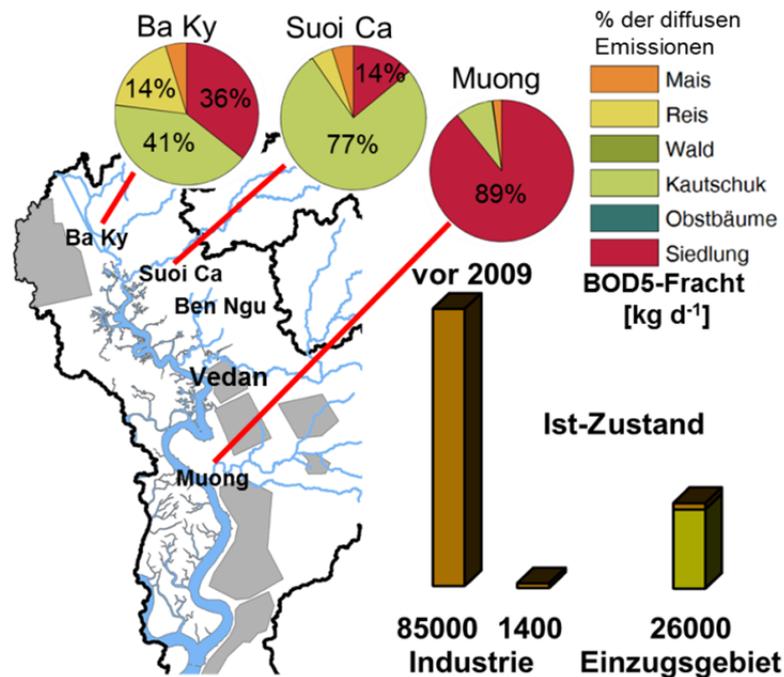


Abb. 5: Darstellung der mittleren BOD_5 -Frachten in das Thi Vai Ästuar. Belastungsquellen sind die am Ästuar gelegenen Industriezonen (Industrie; graue Flächen) sowie die Belastung aus den Zuflüssen (Einzugsgebiet) des Ästuars. Im Falle der Belastung aus den Zuflüssen wird die Gesamtfracht in den prozentualen Anteil von punktuellen (Haushaltsabwasser und Gewerbe) sowie diffusen Quellen unterteilt. Für ausgewählte Teileinzugsgebiete des Thi Vai Ästuars ist ein Tortendiagramm dargestellt, in dem der prozentuale Anteil der jeweiligen Landnutzungsquelle an den diffusen Emissionen aufgeführt ist. Die mittleren Frachten aus dem Einzugsgebiet berechnen sich aus den Simulationsergebnissen des PANTA RHEI Modells, die der Industriezonen wurden von den vietnamesischen Projektpartnern bereitgestellt.

Die Betrachtung der Parameter TN und TP führt zu ähnlichen Schlussfolgerungen. Zur Zeit des Vedanskandals (vor 2009) lag eine sehr hohe Belastung des Thi Vai Ästuars durch industrielles Abwasser mit einer BOD_5 -Fracht von ca. 85000 kg/d vor (Abbildung 5). Davon hat allein die Firma Vedan etwa 75 % verursacht. Diese war vor 2009 eindeutig die Hauptbelastungsquelle und der Belastungsschwerpunkt des Thi Vai Ästuars. Heutzutage ist die Belastung des Thi Vais durch industrielle Abwässer stark zurückgegangen. Die dominante Belastungsquelle des Thi Vai Ästuars, in Bezug auf die Stoffe BOD_5 , TN und TP, hat sich von den industriellen Abwässern hin zu den Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet des Thi Vais verschoben. In Verbindung mit dem Wegfallen des lokalen Belastungsschwerpunktes um die Firma

Vedan hat sich ein neuer Belastungsschwerpunkt im Thi Vai Ästuar eingestellt. Als kritischer Belastungsschwerpunkt im Ästuar ist heutzutage der Oberlauf des Thi Vais, im Bereich der Messstelle Long Tho, zu sehen, bei dem 50 bis 60 % der Gesamtfracht der Stoffe BOD₅, TN und TP in den Thi Vai gelangen. Die Simulationsergebnisse des hydrodynamischen Wasserqualitätsmodells DELFT3D zeigen, dass das Thi Vai Ästuar im Oberlauf besonders sensitiv gegenüber Stoffeinleitungen ist, da hier das Verdünnungsvolumen gering und die Verweilzeit der Stoffe, infolge der Gezeiten, hoch ist (ZEUNERT et al. 2015). Auch das Teileinzugsgebiet Muong, im Bereich der Messstelle Phu My, hat sich zu einem bedeutenden Belastungsschwerpunkt am Thi Vai Ästuar, besonders in Bezug auf die Parameter TP und BOD₅, entwickelt. Aufgrund der geringeren Distanz zum Meer und dem daraus folgenden wesentlich größeren Verdünnungsvolumen sowie der geringeren Verweilzeit ist das Thi Vai Ästuar in diesem Bereich jedoch wesentlich unempfindlicher gegenüber Stoffeinleitungen, als es an der Messstelle Long Tho der Fall ist.

3.4 Belastung unter zukünftiger Entwicklung

In diesem Kapitel wird eine Prognose der Belastung des Thi Vai Einzugsgebietes bzw. des Thi Vai Ästuars unter einer möglichen Entwicklung von Landwirtschaft, Bevölkerung und Gewerbe gegeben. Aufgrund der schnellen und dynamischen Entwicklung dieser aufstrebenden Region ist eine Prognose über die Entwicklung der Region sehr ungewiss. Aus diesem Grund wurde ein Entwicklungsszenario für die nahe Zukunft der Thi Vai Region angestrebt. Das Entwicklungsszenario wurde anhand des statistischen Jahrbuchs der Provinz Dong Nai abgeleitet, indem der Entwicklungstrend der Provinzen Long Thanh und Nhon Trach der letzten 5 Jahre (2010–2014) in die Zukunft extrapoliert wurde. Das Entwicklungsszenario kann also als eine Prognose der nahen Zukunft bis etwa 2020 betrachtet werden. Basierend auf dem Entwicklungstrend der letzten 5 Jahre wurde für das Thi Vai Einzugsgebiet eine Zunahme der Bevölkerung um 20 % sowie eine Zunahme der Unternehmen um 35 % bestimmt. Diese Vorgaben werden im Modell in Form einer Zunahme der punktuellen Einleitungen von häuslichem Abwasser sowie von punktuellen Einleitungen aus dem Gewerbe umgesetzt. Der Anteil an Kautschukplantagen hat einen Rückgang von etwa 20 % erfahren. Davon sind etwa 4 % der Landnutzungsklasse Reis, 6 % dem Anteil einjähriger Nutzpflanzen und 10 % dem Anteil von besiedelten Flächen zugeteilt worden. Die Simulation des Entwicklungsszenarios erfolgt mit den meteorologischen Randbedingungen des Kalibrierungszeitraumes. Die Änderung der mittleren Konzentration gemittelt über alle Zuflüsse des Thi Vai Ästuars ist in Abbildung 6 dargestellt. Exemplarisch erfolgt für den Parameter gelöster Sauerstoff (Abbildung 6) eine detaillierte Betrachtung der Änderung der Konzentration an dem Pegel Bung Mon im Vergleich zum vietnamesischen Wasserqualitätsstandard. Insbesondere während der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit führt die erhöhte Versiegelung zu einer Erhöhung des Direktabflusses und in der anschließenden Trockenzeit zu einer Verringerung des Basisabflusses. In Verbindung mit den steigenden punktuellen Einträgen sind während der Trockenzeit und der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit die deutlichsten Änderungssignale in den Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter zu verzeichnen.

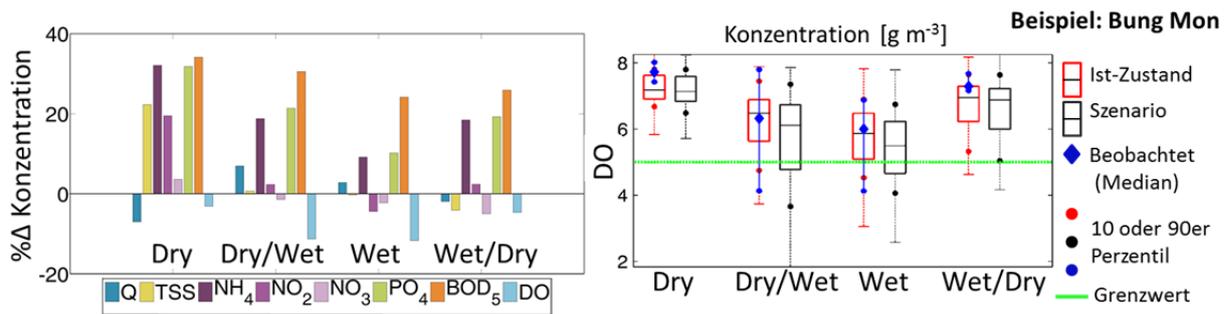


Abb. 6: Links: Prozentuale Änderung der Konzentration ausgewählter Wasserqualitätsparameter gemittelt über alle Zuflüsse des Thi Vai Ästuars. Rechts: Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentration des Wasserqualitätsparameters gelöster Sauerstoff (DO) des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios am Pegel Bung Mon. (Der Übersichtlichkeit halber werden Extremwerte nicht dargestellt. Trockenzeit = Dry und Regenzeit = Wet [Dry: Januar–März; Dry/Wet: April–Juni; Wet: Juli–September; Wet/Dry: Oktober–Dezember]).

4. Schlussfolgerungen

Mittels des gekoppelten Modellsystems zur Simulation des Wasserdargebots und der Wasserqualität im Thi Vai Ästuar und dessen Einzugsgebiet wurden aussagekräftige Ergebnisse bezüglich der aktuellen Belastungssituation und der zukünftigen Entwicklung der Belastung und der Wasserqualität gewonnen. Es wurde aufgezeigt, dass ein einzugsgebietsübergreifendes Wasserqualitätsmanagement erforderlich ist, um eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität im Thi Vai Ästuar und dessen Einzugsgebiet zu erreichen. Heutzutage ist der diffuse und punktuelle Eintrag von Stoffen aus dem Einzugsgebiet eine bedeutende Belastungsquelle des Thi Vai Ästuars (in Bezug auf BOD₅, TN, TP und TSS). Der Oberlauf des Thi Vai Ästuars erfährt zum einen den größten Anteil der Stofffrachten aus dem Einzugsgebiet und zum anderen ist dieser besonders sensitiv gegenüber der Einleitung von Schadstoffen. Mit diesem Forschungsvorhaben wurde Pionierarbeit im Thi Vai Einzugsgebiet geleistet. Für eine weiterführende Planung und Erfolgskontrolle von Managementmaßnahmen sowie der Verringerung in der Unsicherheit der Modellierung ist eine Fortführung des Monitorings der Wasserquantität und -qualität von zentraler Bedeutung.

Literatur

- DANG, T. H. (2004): Maize in Vietnam: Production systems, constraints, and research priorities. Mexico, D.F., Mexico: CIMMYT.
- GEBREMICHAEL, M. & F. HOSSAIN (2010): Satellite Rainfall Applications for Surface Hydrology. Dordrecht: Springer Netherlands.
- LORENZ, M. (2015): Entwicklung eines ökohydrologischen Modellsystems auf der Einzugsgebietsskala und Anwendung in den sommerfeuchten Tropen: Dissertation. TU Braunschweig, Braunschweig.
- LORENZ, M., PRILOP, K., THANG, M. T., LE, H., HIEU, N. D., MEON, G., QUAN, N. H. (2014): Ecohydrological modeling of the Thi Vai Catchment in South Vietnam. In: MEON G., PÄTSCH M., PHUOC N.V., QUAN N.H. (eds.) (2014): EWATEC-COAST: Technolo-

- gies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam. Contributions to 4th International Conference for Environment and Natural Resources, ICENR 2014. Cuvillier, Göttingen, Germany. ISBN: 978-3-95404-852-6.
- MEON, G., PÄTSCH, M., PHUOC, N. V., QUAN, N. H. (eds.) (2014): EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam. Contributions to 4th International Conference for Environment and Natural Resources, ICENR 2014. Cuvillier, Göttingen, Germany. ISSN: 2363-7218. ISBN: 978-3-95404-852-6.
- NASA (2015): Tropical Rainfall Measurement Mission (TRMM). URL: <http://pmm.nasa.gov/data-access/data-downloading>, besucht am 20.06.2015.
- NGUYEN, H. N. & T. T. LUONG (2012): Situation of wastewater treatment of natural rubber latex processing in the Southeastern region, Vietnam. *J. Viet. Env.* 2, No. 2, 58–64.
- NGUYEN, H. P. & H. T. PHAM (2012): The Dark Side of Development in Vietnam: Lessons from the Killing of the Thi Vai River. *Journal of Macromarketing*, 32, No. 1, 74–86.
- PRILOP, K., QUAN, N. H., LORENZ, M., LE, H., LE, T. H., MEON, G. (2014a): Integrated water quality monitoring of the Thi Vai River: An assessment of historical and current situation. In: MEON G., PÄTSCH M., PHUOC N.V., QUAN N.H. (eds.) (2014): EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam. Contributions to 4th International Conference for Environment and Natural Resources, ICENR 2014. Cuvillier, Göttingen, Germany. ISBN: 978-3-95404-852-6.
- PRILOP, K., LORENZ, M., LE, H., HIEU, N. Q., MEON, G., QUAN, N. H. (2014b): A 3D-hydrodynamic and water quality model of the Thi Vai river under strongly tidal effect. In: MEON G., PÄTSCH M., PHUOC N.V., QUAN N.H. (eds.) (2014): EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam. Contributions to 4th International Conference for Environment and Natural Resources, ICENR 2014. Cuvillier, Göttingen, Germany. ISBN: 978-3-95404-852-6.
- QCVN 09:2008/BTNMT (2008): National Regulation on Surface Water Quality. Vietnamese Government.
- US EPA (2007): An Approach for Using Load Duration Curves in the Development of TMDLs. Washington, D.C.: US EPA, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 841-B-07-006.
- VKHT (2010): NGHIEN CUU DANH GIA ANH HUONG CUA QUA TRINH PHAT TRIEN KINH TE XA HOI TOI MOI RUONG SONG THI VAI VA VUNG LAN CAN DE XUAT GIAI PHAP BAO VE MOI TRUONG. Hanoi.
- ZEUNERT, S., LORENZ, M., MEON, G., NGUYEN, H. Q. (2015): Application of a 2D ecohydrodynamic model for estimating the influence of anthropogenic pressure and climate change on the Thi Vai river. Proceedings of BMBF-VNU joint research project EWATEC-COAST CLOSURE WORKSHOP, Sept. 2015, Ho Chi Minh City

Grenzüberschreitende Modellierung und Plausibilisierung von Stoffeinträgen im Einzugsgebiet des Inn

Steffen Kittlaus, Lucas Reid und Stephan Fuchs

Zusammenfassung

Zur Erfüllung der Berichtspflichten der Wasserrahmenrichtlinie zu Nährstoff- und Schadstofffrachten in Oberflächengewässern wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes das Stoffeintragsmodell MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) zum nationalen Berichtswerkzeug entwickelt. Die Güte der Modellergebnisse von MoRE ist stark von der Qualität der Eingangsdaten abhängig. Dies führt bei der Modellierung von internationalen Flussgebieten wie beispielsweise Rhein und Donau aufgrund von begrenzter Datenzugänglichkeit und -verfügbarkeit in den ausländischen Gebietsanteilen zu Qualitätssprüngen der Ergebnisse in den Grenzbereichen. Um diesem Problem zu begegnen, haben sich im Inn-Einzugsgebiet verschiedene Projektpartner zu einem Kooperationsvorhaben zusammengetan, um für das Einzugsgebiet des Inns die Stoffeinträge in die Oberflächengewässer grenzübergreifend mit den bestmöglichen Eingangsdaten und Modellansätzen zu modellieren.

1. Einleitung

Die Richtlinie 2008/105/EC zu Umweltqualitätsnormen des Europäischen Parlamentes und des Rates der Europäischen Union verlangt von den Mitgliedsstaaten ein Inventar der Emissionen prioritärer Stoffe für alle Flussgebietseinheiten (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EU 2008). Dies konkretisiert die generellen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie: für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes der Gewässer ist die Kenntnis der regionalen Belastungen durch Nähr- und Schadstoffeinträge von großer Bedeutung.

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde am KIT in den vergangenen Jahren im Rahmen mehrerer Forschungsprojekte das nationale Berichtswerkzeug für Deutschland entwickelt. Es trägt den Namen MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) und soll im Folgenden kurz vorgestellt werden.

1.1 Das Stoffeintragsmodell MoRE

MoRE basiert auf den für die Nährstoffeintragsmodellierung von BEHRENDT et al. (1999) entwickelten Ansätzen aus MONERIS (MOdeling Nutrient Emissions in River Systems). Durch FUCHS et al. (2010) wurden diese Ansätze für Schadstoffe angepasst. Technisch fand eine Neuimplementierung des Modells als Opensource-Lösung als eine Kombination einer PostgreSQL-Datenbank mit einem generischen Rechenkern und zwei Benutzeroberflächen statt.

MoRE berechnet die Stoffeinträge auf Basis von hydrologischen Einzugsgebieten und die daraus resultierenden Gewässerfrachten für alle deutschen Flussgebietseinheiten inklusive deren im Ausland liegenden Zuflüsse. Derzeit sind die Stoffgruppen Nährstoffe (N, P), Schwermetalle (Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Σ EPA-PAK₁₆), Weichmacher (Bis(2-ethylhexyl)phthalat, DEHP), Arzneistoffe (Diclofenac, Ibuprofen, Iomeprol und Sulfamethoxazol) implementiert.

Die in MoRE verwendeten Modellierungsansätze sind der Methodik der regionalisierten Pfadanalyse zuzuordnen (EUROPEAN COMMISSION 2012). Dabei werden allgemeine (Landnutzung, Einwohnerzahlen etc.) und stoffbezogene Eingangsdaten (Konzentrationen, Oberflächenpotentiale) auf Ebene der hydrologischen Teileinzugsgebiete aufbereitet. Diese Eingangsdaten werden mit Ansätzen der Stoffstromanalyse zu emittierten Stofffrachten für

verschiedene Eintragspfade berechnet (Abbildung 1). Dort, wo es durch Umweltprozesse zu Änderungen der Stoffströme kommt, werden diese Prozesse mit empirischen Gleichungen abgebildet. Die modellierten Stoffeinträge werden anschließend entlang des Abflussbaumes aufsummiert und ggfs. um eine Retention reduziert. Die so modellierten Gewässerfrachten können mit Gewässerfrachten, welche aus Abfluss- und Gütemessdaten berechnet wurden, plausibilisiert werden.

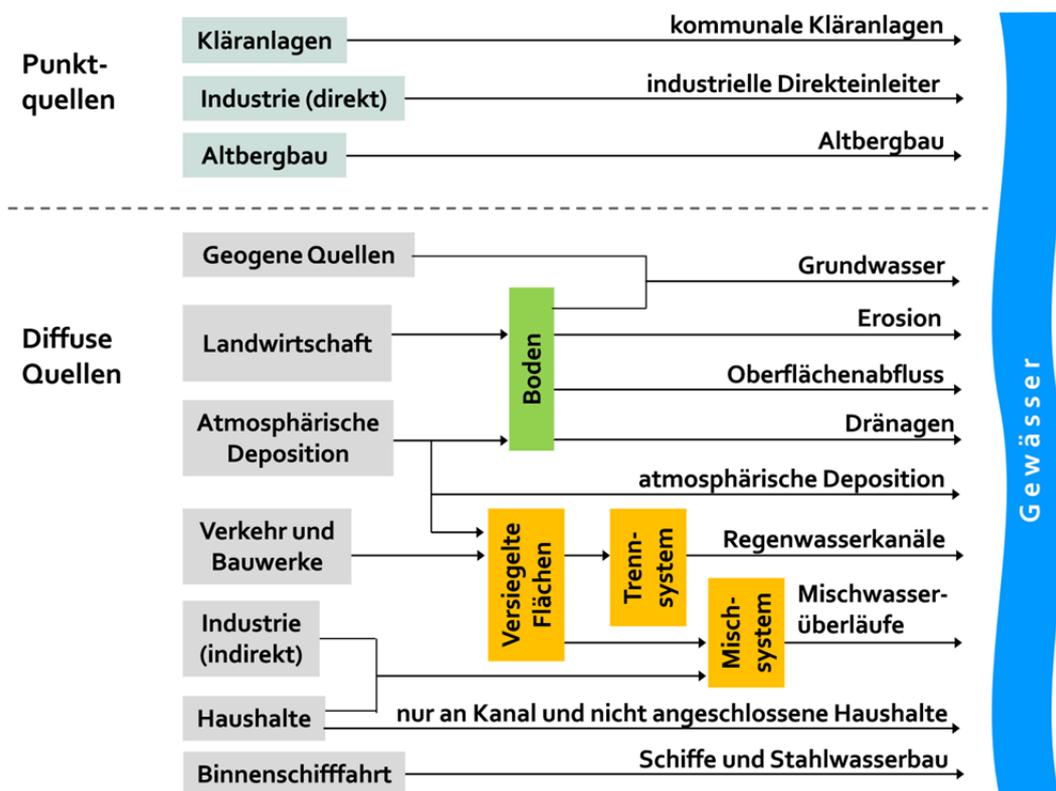


Abb. 1: In MoRE abgebildete Eintragspfade der Gewässerbelastung (nach FUCHS et al. 2010).

1.2 Probleme der Stoffeintragsmodellierung in internationalen Flusseinzugsgebieten

Die Güte der Ergebnisse der zuvor beschriebenen Methode der Stoffeintragsmodellierung ist in erster Linie vom Umfang und der Qualität der zur Verfügung stehenden Eingangsdatensätze abhängig. Während es für das Gebiet der Bundesrepublik mit vertretbarem Aufwand möglich ist, eine ausreichende Datenbasis für eine solide Modellierung zu erzeugen und in regelmäßigen Abständen zu aktualisieren, ist dies für die angrenzenden Nachbarländer und somit für die ausländischen Gebietsanteile aktuell nicht möglich. Somit sind die Ergebnisse für Flussgebiete mit ausländischen Gebietsanteilen von deutlich geringerer Aussagekraft.

Um diesem Umstand zu begegnen, entstand die Idee, anhand eines ausgewählten multinationalen Flussgebietes zu prüfen, welche Verbesserungen bei einer engen Zusammenarbeit der verschiedenen Umweltbehörden für ein solches Gebiet möglich sind und welche Synergieeffekte erzielt werden können. Aufgrund bereits bestehender enger Kontakte zum österreichischen Umweltbundesamt wurde der Inn als Pilotgebiet ausgewählt. Das daraus entstandene, aktuell laufende Kooperationsprojekt soll im Folgenden vorgestellt werden.

2. Das Inn-Projekt

2.1 Charakterisierungen des Inn-Einzugsgebietes

Der Inn ist ein 517 km langer Nebenfluss der Donau, welcher in den Schweizer Hochalpen entspringt. Ein kleiner Teil seines Einzugsgebietes liegt in Italien. Eine lange Strecke des Flusses verläuft durch Österreich und Bayern, wobei er streckenweise der Grenzfluss ist. Bei Passau mündet der Inn schließlich in die Donau. Die größten Städte im Einzugsgebiet sind Salzburg, Innsbruck und Rosenheim (Abbildung 2).

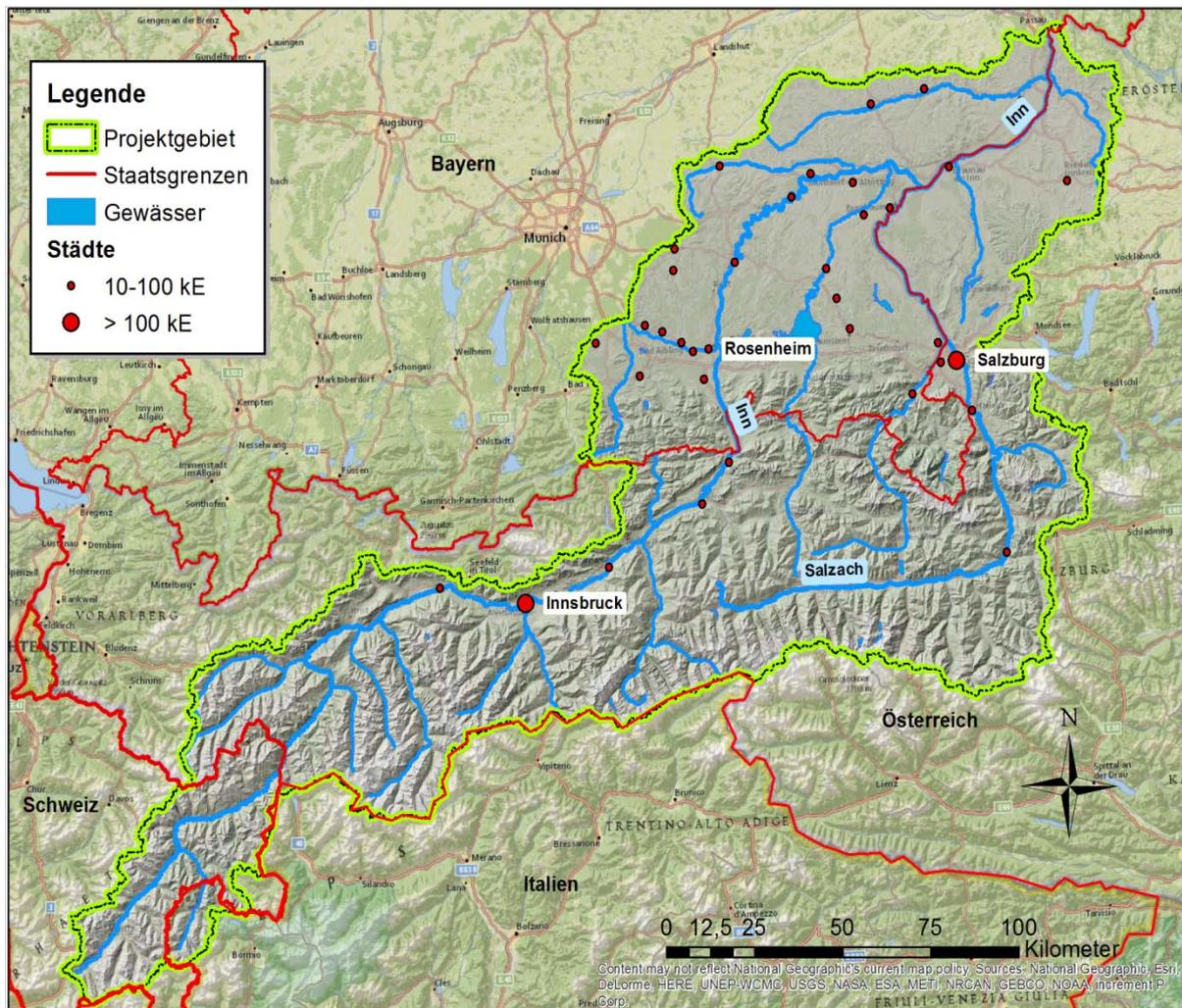


Abb. 2: Das Inn-Salzach-Einzugsgebiet erstreckt sich über 4 Staaten und sehr verschiedene Naturräume.

Der Inn durchfließt auf dem Weg von der Quelle zur Mündung eine abwechslungsreiche Geologie und Bodenlandschaft; von den Bergmassiven der Kalkalpen über das stark glazial geprägte und kleinkuppige Jungmoränengebiet des Inn-Chiemsee-Hügellandes mit vielen Nieder- und Hochmooren bis hin zu den flacheren lössbedeckten, stark landwirtschaftlich genutzten Hügeln des unteren Inntals und Isar-Inn-Hügellands. Dabei sind gerade die schluffigen Lössböden durch die starke landwirtschaftliche Bearbeitung neben den Einträgen aus der alpinen Gletschererosion von großer Bedeutung für den Sedimenteintrag in den Inn.

Der größte Nebenfluss des Inns ist die Salzach, welche in den Österreichischen Alpen entspringt und ebenfalls streckenweise Grenzfluss zwischen Bayern und Österreich ist.

Durch seinen großen Anteil an alpinem Einzugsgebiet zeigt der Inn ausgeprägte Frühjahrs-hochwässer und führt große Sedimentfrachten. Im unteren Bereich ist der Inn für die Energiegewinnung staureguliert, und im gesamten Einzugsgebiet gibt es wasserwirtschaftliche Maßnahmen (Überleitungen, Ausleitungen, Kanäle).

Diese Heterogenität und die starke Bewirtschaftung des Inns machen die Modellierung des Wasserhaushalts und der Stoffeinträge zu einer großen Herausforderung.

2.2 Das Projektkonsortium

Das Projektkonsortium besteht aus den vier Partnern:

- Umweltbundesamt Deutschland, Dessau
- Umweltbundesamt Österreich, Wien
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg
- Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) des Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe

mit verschiedenen Unterauftragnehmern (Bereich Wassergütemwirtschaft der TU Wien, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), COS Systemhaus). Die Projektkoordination liegt beim KIT. Das Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) konnte nicht als Kooperationspartner gewonnen werden, unterstützt die Arbeiten aber durch Datenlieferungen.

Eine Projektsteuerungsgruppe mit verschiedenen Stakeholdern wurde eingerichtet, um die Entwicklung des Projektes zu begleiten, die Stakeholder zu informieren und die Ergebnisverwertung in der wasserwirtschaftlichen Praxis zu fördern.

2.3 Projektziele

Übergeordnetes Ziel des Kooperationsprojektes ist eine grenzüberschreitend harmonisierte Modellierung und Plausibilisierung von Nährstoff- und Schadstoffeinträgen im Inn-Einzugsgebiet für den Zeitraum 2005-2010.

Als Stoffe für die Modellierung wurden festgelegt:

- Nährstoffe: Stickstoff, Phosphor
- Schwermetalle: Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn
- polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Σ 16 nach US-EPA)
- Arzneistoffe: Diclofenac
- Weichmacher: Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)

Insbesondere im Hinblick auf die Modellierung der Emissionen von prioritären Schadstoffen ist es von großer Bedeutung, auch auf der Skala großer Einzugsgebiete die Ströme der maßgeblichen Transportmedien (Wasser und Feststoffe) über die unterschiedlichen Eintragspfade realistisch und regional spezifisch abbilden zu können. Darüber hinaus müssen mit einem Stoffstrommodell wie MoRE Szenarien zur Analyse der zu erwartenden Auswirkungen von Maßnahmen, Klima- und Landnutzungsänderungen modelliert werden können, um aktuelle und zukünftige Aufgaben für das Management von Flussgebieten zu bewältigen.

Um das zu gewährleisten, soll in dem Projekt auch die Modellierung der Eingangsdaten zu Wasser- und Feststoffhaushalt verbessert und an das Modellsystem gekoppelt werden. Aus diesem übergeordneten Ziel wurden die im Folgenden beschriebenen operationellen Ziele abgeleitet.

2.3.1 Erstellung eines MoRE-Modellsystems für das Inn-Einzugsgebiet

Die im bundeseinheitlichen Berichtswerkzeug MoRE vorliegenden Analysegebiete wiesen für die ausländischen Gebietsanteile eine zu grobe Auflösung auf, um die in diesem Projekt geplante Modellierung mit den besten verfügbaren Eingangsdaten sinnvoll durchführen zu können. Daher wurden für das Projektgebiet neue Analysegebiete erzeugt, welche eine mittlere Größe von 60 km² haben und auf die im Gebiet vorhandenen Messstellen abgestimmt sind. Für diese Gebiete wurden die notwendigen Eingangsdaten aufbereitet, wobei soweit möglich eine Harmonisierung der verschiedenen nationalen Datensätze vorgenommen wurde.

2.3.2 Verbesserung der Wasserhaushaltsmodellierung als Grundlage der Stoffeintragsmodellierung

Derzeit basiert die Wasserbilanz in dem Modellsystem MoRE auf einfachen empirischen Ansätzen auf Grundlage gemessener jährlicher Abflüsse. Bei dieser Vorgehensweise können jedoch regionale Besonderheiten sowie die Dynamik von Abflussereignissen nicht adäquat erfasst und Szenarien nicht abgebildet werden. Um die zeitliche Auflösung zu erhöhen sowie eine regional spezifische Abbildung der Abflusskomponenten zu ermöglichen, wird im Projekt das konzeptionelle Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME (Large Area Runoff Simulation Model - Mitteleuropa) der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) getestet (WOLF-SCHUMANN et al. 2013). Dieses deckt insgesamt weite Teile Mitteleuropas ab und rechnet in Tageswerten.

Ergänzend zur Wasserhaushaltsmodellierung mit LARSIM-ME soll für die urbanen Abflusskomponenten (Mischwasserüberläufe, Abfluss aus Regenwasserkanälen des Trennsystems) ein kompatibler Ansatz entwickelt werden.

2.3.3 Entwicklung von Ansätzen für die Modellierung des Feststoffeintrags

Um die Stoffeinträge über den Eintragspfad Erosion besser abzubilden, soll die Modellierung des Bodenabtrags in der Fläche und des Sedimenteintrags in die Gewässer verbessert werden. Aufgrund der großen naturräumlichen Heterogenität und der überwiegend steilen Topographie bietet der Inn hier ein anspruchsvolles Testgebiet.

Ergänzend zu den Feststoffeinträgen von ländlichen Flächen sollen auch die Feststoffeinträge von urbanen Flächen bilanziert werden, da diese zwar einen deutlich geringeren Umfang aufweisen, dafür aber eine deutlich höhere Beladung der Partikel mit vielen Schadstoffen. Anhand dieser urbanen Feststoffbilanz soll für anspruchsvoll messbare partikelgebundene Schadstoffe eine Möglichkeit der Plausibilisierung der modellierten Schadstofffrachten mit den modellierten Feststofffrachten ermöglicht werden.

Der Bereich Wassergütwirtschaft der TU Wien beschäftigt sich im Rahmen des Projektes mit der Relevanz verschiedener Feststoffquellen (Gletscher vs. Ackerflächen) für die Nährstoffbelastung der Gewässer.

2.3.4 Modellierung von Feststoffretentionsprozessen im Gewässer

Der Inn ist vor allem in seinem unteren Lauf stark staureguliert und auch kleinere und größere Nebenflüsse weisen Retentionsbereiche auf. Dadurch werden große Mengen Schwebstoffe im Gewässer sedimentiert (Abbildung 3), was eine Kalibrierung und Validierung der Sedimentbilanz erheblich erschwert. Deswegen wird im Projekt ein erweiterter Retentionsansatz getestet, basierend auf der Lage von Seen und künstlichen Stauhaltungen in den Analysegebieten.

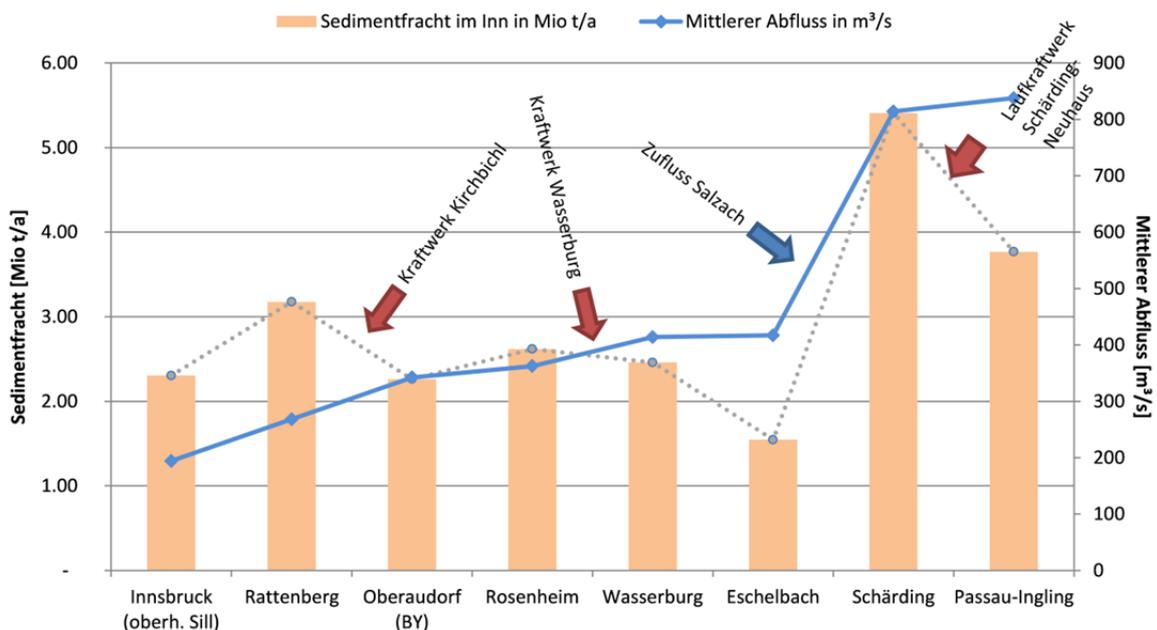


Abb. 3: Darstellung der gesamten Sedimentfracht und des mittleren Abflusses an den Inn-Pegeln für das Jahr 2012 (Datengrundlage: Gewässerkundlicher Dienst Bayern & Hydrographischer Dienst Österreich).

2.3.5 Plausibilisierung der Modellergebnisse mit gemessenen Gewässerfrachten

Da für viele der modellierten Stoffe keine Messdaten zum Vorkommen in Gewässern in ausreichender Qualität vorliegen, das heißt mit sensitiv genügenden Analyseverfahren gemessen, um Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze zu erzeugen, wurde für das Projekt ein eigenes Messprogramm vorgesehen.

Dabei wird einerseits für einen Überblick über die Gewässersituation an 10 Stellen im Einzugsgebiet (Abbildung 4) über ein Jahr (2016) monatlich eine Schöpfprobe genommen und in diesen Proben die Stoffkonzentrationen gemessen. Die Analytik erfolgt am DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) mit den sensitivsten verfügbaren Analysemethoden.

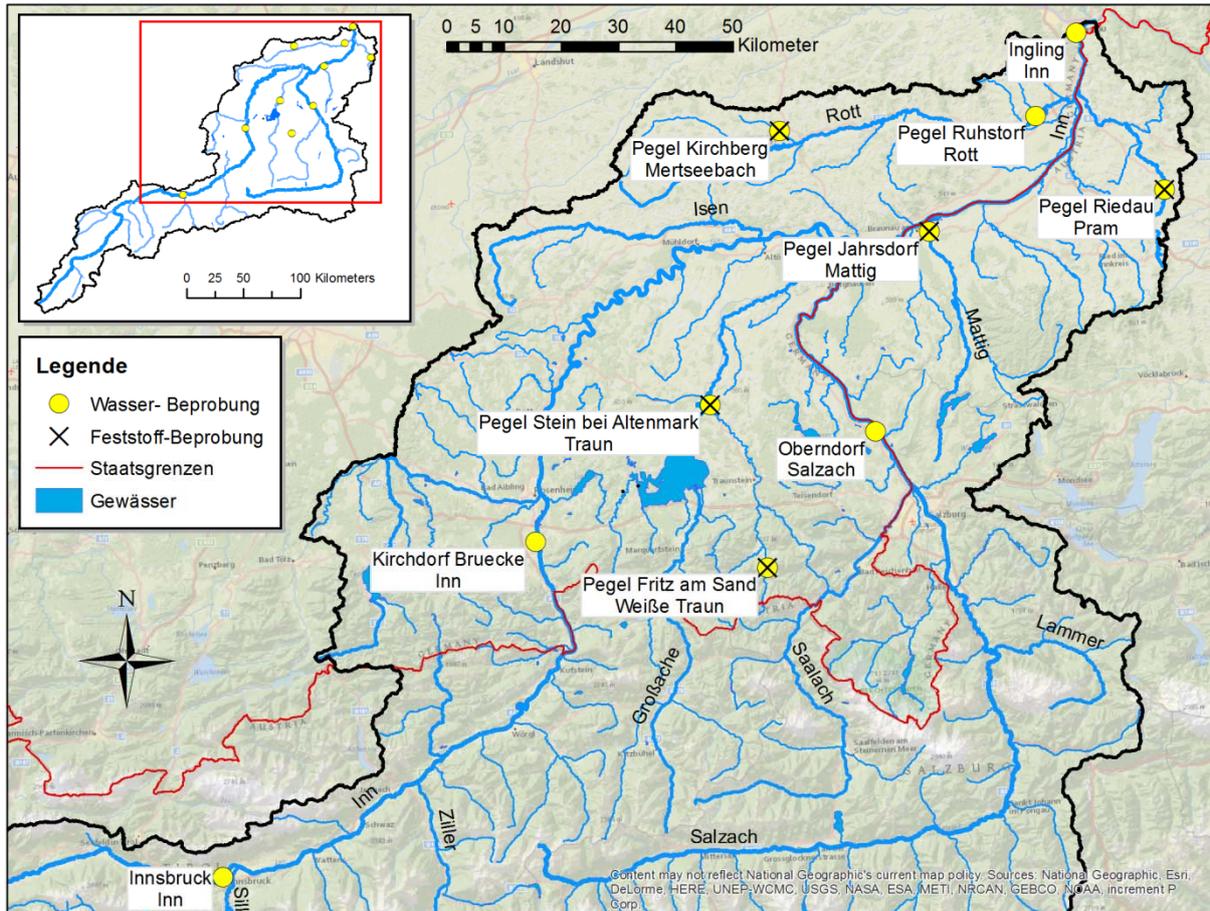


Abb. 4: Lage der Probenahmestellen im Einzugsgebiet.

Um für partikelgebundene Schadstoffe (Cd, Hg, PAK), welche in der Wasserphase teils schwer nachweisbar sind, auch eine solide Frachtabschätzung zu erreichen, wird an fünf Standorten (Abbildung 4) mithilfe von Feststoffsammlern (KITTLAUS & FUCHS 2015) ein Feststoff-Monitoring durchgeführt und die Stoffkonzentration zusätzlich im Feststoff bestimmt. Hier erfolgen die Probenahmen als abflussgewichtete Mischproben über längere Intervalle.

3. Erste Ergebnisse

3.1 Wasserhaushalt

Obwohl der Inn durch seine starken alpinen Einflüsse und die starke Bewirtschaftung eine große Herausforderung für die Modellierung des Abflusses darstellt, sind die ersten Ergebnisse vielversprechend. Die stärksten Abweichungen sind in den Monaten Mai und Juni zu finden, vor allem in den stärker alpin beeinflussten Gewässerabschnitten (z.B. Innsbruck, Abbildung 5).

Insgesamt kann von einer guten Modellperformance gesprochen werden, was auch ein Vergleich der mittleren Abflüsse aller Validierpegel zeigt (Abbildung 6). Einen Ausreißer stellt dabei der Pegel Landeck-Perjen im Inn dar, an dem die Abflüsse deutlich überschätzt werden.

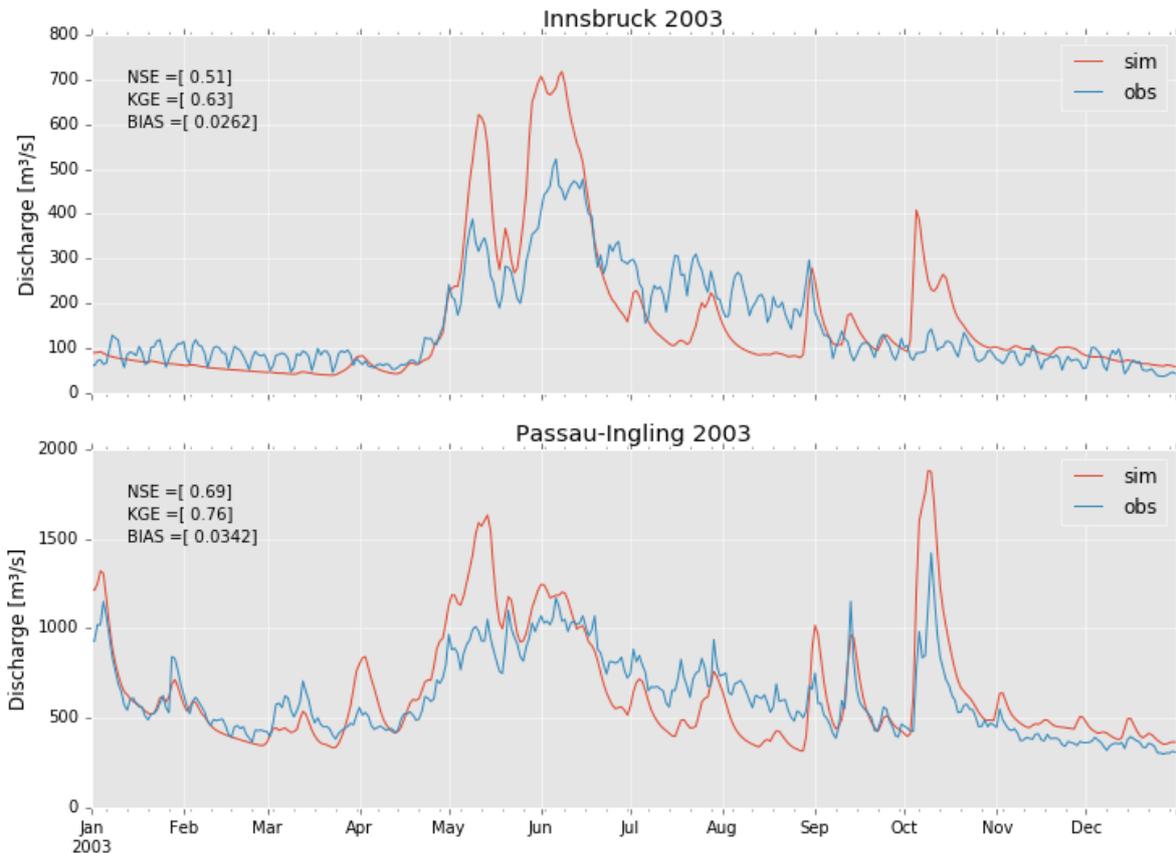


Abb. 5: Vergleiche der mit LARSIM-ME modellierten mit den gemessenen Zeitreihen im Jahr 2003 an den Inn-Pegeln Innsbruck und Passau-Ingling.

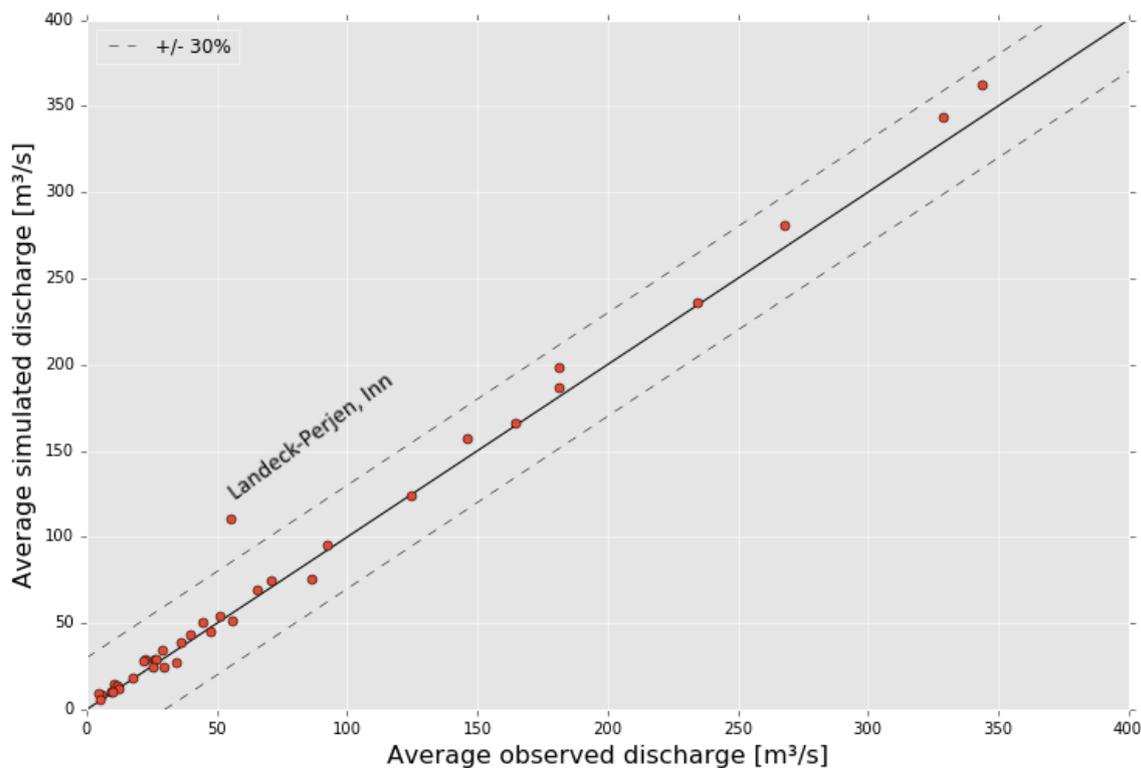


Abb. 6: Vergleich mittlerer Abflüsse zwischen LARSIM-ME („simulated“) und allen Validierpegeln („observed“) im Inn-Einzugsgebiet.

Im Vergleich mit der bisherigen Methodik auf Jahreswerten, ergibt sich eine deutlich geringere mittlere Abflussmenge (Abbildung 7). Auch im Vergleich mit Abflüssen für Österreich aus einem Top-Kriging (STOBIMO Projekt, GABRIEL et al. 2011) zeigen sich im Mittel niedrigere Werte. Ein Grund dafür könnte die Unterschätzung der Niederschlagshöhen im alpinen Raum sein.

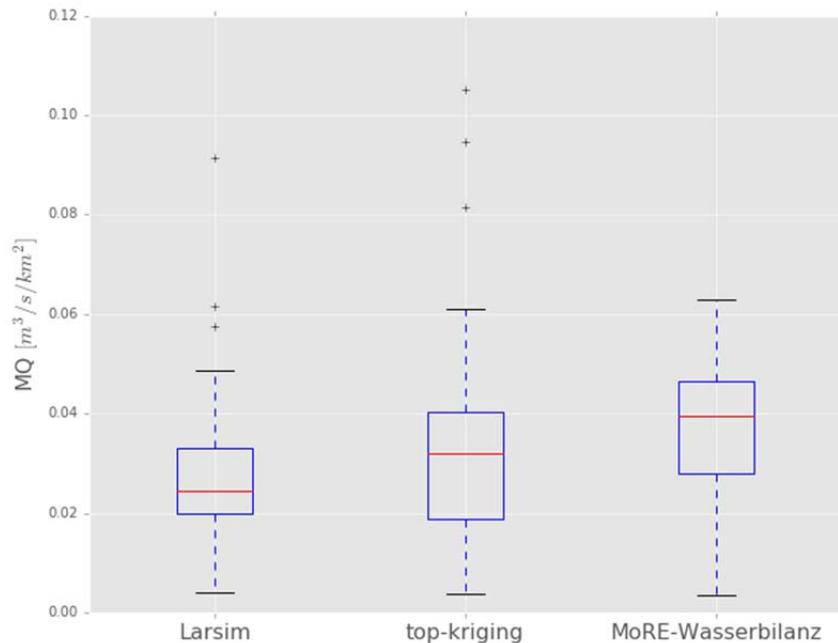


Abb. 7: Vergleich MQ zwischen Larsim-ME, Top-Kriging und der bisherigen MoRE-Wasserbilanz.

3.2 Feststoffeinträge

Für das Innprojekt wurde die Quantifizierung des Bodenabtrags auf Grundlage der RUSLE-EU (PANAGOS et al. 2015) neu berechnet. Bei einer Rasterauflösung von 100 m zeigen sich so recht deutlich die Abtrags-stärksten Bereiche im landwirtschaftlich geprägten unteren Inn-tal und den steilen Gebirgshängen der Alpen (Abbildung 8). Im Zuge der Projektzusammenarbeit soll weiterhin die Auswirkung der Verwendung von hochaufgelösten und harmonisier-ten Eingangsdaten geprüft werden.

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Der Inn ist ein äußerst interessantes aber auch anspruchsvolles Projektgebiet. Eine Vielzahl an Prozessen überlagert sich auf dem Weg vom hochalpinen Gebirge hinunter zu den landwirtschaftlich geprägten voralpinen Hügellandschaften. Zahlreiche anthropogene wasserbau-liche Eingriffe verändern das natürliche Abfluss- und Sedimenttransport-Verhalten. Dies macht die Modellierung und Kalibrierung in allen Bereichen des Wasserhaushalts, der Erosion und der Stoffeinträge zu einem schwierigen Unterfangen und stellt hohe Anforderungen an die räumliche und zeitliche Auflösung der Eingangsdatensätze.

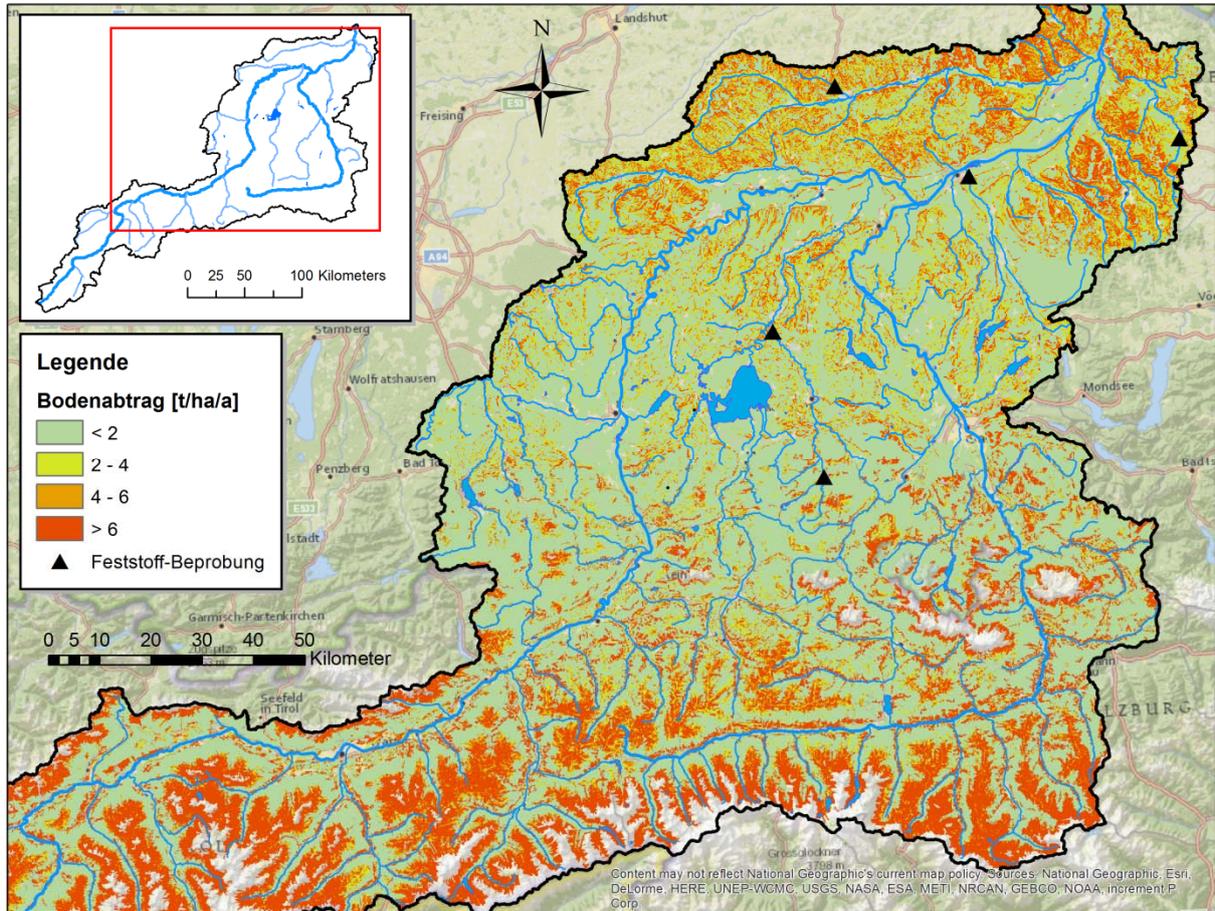


Abb. 8: Mittlerer jährlicher Bodenabtrag im Inn-Einzugsgebiet basierend auf RUSLE-EU (Methode: PANAGOS et al. 2015).

Die enge Zusammenarbeit mit den Projektpartnern führt zu intensiven fachlichen Diskussionen über verschiedene Datensätze und Modellierungsansätze. Es zeigt sich, dass bei den verschiedenen Behörden deutlich bessere Datensätze verfügbar sind, als diese für die bundesweite Modellierung bisher verwendet werden können. Um diese Datensätze verfügbar zu machen, ist jedoch aktuell noch ein hoher fachlicher und administrativer Aufwand erforderlich. Fachlich müssen die Datensätze unter Berücksichtigung ihrer Erhebungsmethodik harmonisiert werden. Administrative Anforderungen zur juristischen Absicherung des Datenaustausches erschwerten zu Projektbeginn die Zusammenarbeit und erzeugten erhebliche Verzögerungen im Projektzeitplan.

Es bleibt eine wichtige Frage, wie in internationalen Projekten der Aufwand für den Datenaustausch und die Harmonisierung von Datensätzen reduziert werden kann. Hier erscheint den Autoren aktuell nur eine umfangreichere Verfügbarmachung von gut dokumentierten Geodaten im Rahmen von „Open Data“ als praktikable Lösung.

Literatur

- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Unter Mitarbeit von W. PAGENKOPF, Martin BACH und Ulrike SCHWEIKART, 1. Aufl. 1 Band. Berlin: Umweltbundesamt (UBA-Texte, 75/99).
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Umweltqualitätsnormenrichtlinie.
- EUROPEAN COMMISSION (2012): Guidance Document No. 28. Technical guidance on the preparation of an inventory of emissions, discharges and losses of priority and priority hazardous substances. Brussels: European Commission (Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), 058). Online verfügbar unter <http://www.emissieregistratie.nl/ERPUBLIEK/documenten/Water/WFD%20guidance%20on%20emission%20inventories.pdf>.
- FUCHS, S.; SCHERER, U.; WANDER, R.; BEHRENDT, H.; VENOHR, M. & OPITZ, D. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA-Texte, 45/2010). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4017.pdf>.
- GABRIEL, O.; KOVACS, A.; THALER, S.; ZESSNER, M.; HOCHEDLINGER, G.; SCHILLING, C. & WINDHOFER, G. (2011): Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme. STOBIMO-Nährstoffe. Endbericht. Wien, 2011. Online verfügbar unter http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasserqualitaet/fluesse_seen/stobimo.html, zuletzt geprüft am 09.02.2015.
- KITTLAUS, S. & FUCHS, S. (2015): Using large volume samplers for the monitoring of particle bound micro pollutants in rivers. Poster. EGU General Assembly 2015, 2015. Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:swb:90-470880>.
- PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E. & MEUSBURGER, K. et al. (2015): The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. In: *Environmental Science & Policy* 54, S. 438–447.
- WOLF-SCHUMANN, U.; RICHTER, K.-G.; BUCHHOLZ, O.; DORP, M.; HELLBACH, C. & BÜRVENICH, T. et al. (2013): Aufbau eines WHM LARSIM-Mitteuropamodells. Auftraggeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde. Projektbericht. Unter Mitarbeit von Anne Sintic, Birgitt Charl und Eilika Matuscheck. Achen, Karlsruhe, 2013.

Die Bewertung der globalen Wasserqualität – das Potenzial einer daten- und modellgetriebenen Analyse

Ilona Bärlund, Martina Flörke, Joseph Alcamo, Jeanette Völker, Marcus Malsy, Klara Reder, Olaf Büttner, Christiane Katterfeld, Desirée Dietrich und Dietrich Borchardt

Die anhaltende sozioökonomische Entwicklung stellt eine neue Herausforderung für die Wasserqualität weltweit, insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern, dar. Es ist davon auszugehen, dass aufgrund des Bevölkerungswachstums und des Ausbaus der Wasserversorgung das Abwasseraufkommen stark ansteigen wird. Dies kann zu einem erhöhten Risiko für die Qualität der Oberflächengewässer führen, wenn die hohen Abwassermengen nicht ausreichend gereinigt werden. Diese Entwicklung hat Auswirkungen auf Ökosysteme und die menschliche Gesundheit, sowie die Nahrungssicherheit. Die Mitgliedstaaten der Vereinten Nationen haben Ziele für die nachhaltige Entwicklung verabschiedet. Sie umfassen u.a. die Verbesserung der Hygiene und einen nachhaltigen Schutz der Wasserqualität sowie die nachhaltige Nutzung der Wasserressourcen. Um diese Ziele zu erreichen, beispielsweise durch geeignete Monitoring-Strategien oder die Entwicklung von Indikatoren für die Wasserqualität, ist eine Kooperation zwischen Forschung und Praxis erforderlich, um entsprechend effiziente und praktikable Lösungswege zu entwickeln.

Mit dem DPSIR-Ansatz (Drivers-Pressures-State-Impact-Response) der Europäischen Umweltagentur kann die Vernetzung von Hydrologie, Stoffströmen und ökologischen Konsequenzen auf Einzugsgebietsebene beschrieben werden. Auf dieser konzeptionellen Grundlage wurde im Rahmen der UNEP-Vorstudie zu einem ‚World Water Quality Assessment (WWQA)‘, unter Berücksichtigung der oben genannten Zielsetzungen eine Methode zur Bewertung der Wasserqualität erarbeitet. Ein Novum hierbei war die Vernetzung von modellgestützten und datenbasierten Ergebnissen. Dabei wurden verschiedene Wasserqualitätsparameter ausgewählt, welche die zentralen Probleme, wie erhöhte Abwasserbelastung, Versalzung oder Eutrophierung bestmöglich abbilden können. Die Ergebnisse aus der Vorstudie zeigten unter anderem, dass bereits rund ein Siebtel aller Fließgewässer in Lateinamerika, Afrika und Asien eine hohe organische Verschmutzung aufweisen. Diese ist von zentraler Bedeutung für die Binnenfischerei und der damit verbundenen Ernährungssicherung. Neben diesen Ergebnissen konnte in dem Vorhaben deutlich gemacht werden, dass globale Datenbanken zu Wasserqualität große Lücken aufweisen. Diese müssen zukünftig geschlossen werden, um ein Gesamtbild der globalen Wasserqualität zu erhalten und Maßnahmen zielgerichtet steuern zu können. Die Ableitung und Darstellung der globalen Wasserqualität, ist ein wichtiges Instrument um regionalen und nationalen Akteuren, Umweltbehörden oder Flussgebietsorganisationen eine Ist-Zustandsbeschreibung über die eigenen Einzugsgebietsgrenzen hinweg liefern zu können. Es soll die Ursachen, Folgen und Wirkungen von Wasserverschmutzung beschreiben und dazu auffordern, den Schutz des Wassers noch stärker bei den Verantwortlichen in den Fokus zu rücken.

Verzeichnis der Autoren

Achleitner, Stefan, Assoz.-Prof. DI Dr. techn., Arbeitsbereich Wasserbau, Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck, Technikerstraße 13, A-6020 Innsbruck

Ackermann, Dieter, Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer, Sachsenfeld 3-5, 20097 Hamburg, dieter.ackermann@lsbg.hamburg.de

Ahrends, Bernd, Dr., Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, bernd.ahrends@nw-fva.de

Alcamo, Joseph, Prof. Dr., Universität Kassel, Center for Environmental System Research (CESR), Wilhelmshöher Allee 47, 34117 Kassel, joseph.alcamo@uni-kassel.de

Aster, Detlef, Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt, Ulrich von Hassell-Straße 76, 53123 Bonn, delef.aster@wsv.bund.de

Bärlund, Ilona, Dr., Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, ilona.baerlund@ufz.de

Baschek, Björn, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, baschek@bafg.de

Baulig, Yannik, B.Sc., Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, baulig@bafg.de

Beck, Christoph, PD Dr., Universität Augsburg - Institut für Geographie, Alter Postweg 118, 86159 Augsburg, christoph.beck@geo.uni-augsburg.de

Behr, Leonore, Dipl.-Ing., Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur Hydrologie, Universitätsplatz 1, 18051 Rostock, leonore.behr@uni-rostock.de

Belz, Jörg Uwe, Dipl. Geogr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, belz@bafg.de

Bender, Jens, Dr.-Ing., Universität Siegen - Forschungsinstitut Wasser und Umwelt, Paul-Bonatz-Straße 9-11, 57076 Siegen, jens.bender@uni-siegen.de

Bergfeld-Wiedemann, Tanja, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, bergfeld-wiedemann@bafg.de

Berndt, Christian, Dipl.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstraße 9A, 30167 Hannover, berndt@iww.uni-hannover.de

Bernhard, Luzi, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, luzi.bernhard@wsl.ch

Bogner, Konrad, Dr., Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, konrad.bogner@wsl.ch

Bohn, Evelin, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, evelin.bohn@smul.sachsen.de

Bongartz, Jens, Prof. Dr., Hochschule Koblenz & Fraunhofer FHR - AMLS, Joseph-Rovan-Allee 2, 53424 Remagen, bongartz@hs-koblenz.de

Borchardt, Dietrich, Prof. Dr., Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, dietrich.borchardt@ufz.de

Borgsmüller, Christine, Dipl.-Ing., Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, borgsmueller@bafg.de

Bouillon, Christian, Universität Kassel Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel, c.bouillon@uni-kassel.de

Brabec, Jan, J. E. Purkyne University in Usti nad Labem, Pasteurova 1, 400 96 Usti nad Labem, Tschechien, brabec@ireas.cz

Brauneck, Jens, Dr., Technische Universität Kaiserslautern, Fachbereich Bauingenieurwesen, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Lehrgebiet Vermessungskunde und Geoinformation, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern, jens.brauneck@bauing.uni-kl.de

Brieden, Andreas, Prof. Dr. rer. nat., Universität der Bundeswehr München, Professur für Statistik, insbesondere Risikomanagement, Werner-Heisenberg-Weg 39, 85577 Neubiberg, andreas.brieden@unibw.de

Bronstert, Axel, Prof. Dr.-Ing., Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Lehrstuhl für Hydrologie und Klimatologie, Karl-Liebknecht-Straße 24-25, 14476 Potsdam-Golm, axelbron@uni-potsdam.de

Busch, Norbert, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, busch@bafg.de

Büttner, Olaf, Dr., Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, olaf.buettner@ufz.de

Chimani, Barbara, Mag., Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik - Abteilung für Klimaforschung, Hohe Warte 38, 1190 Wien, b.chimani@zamg.ac.at

Demuth, Norbert, Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, Hydrologie, Vorsorgender Hochwasserschutz, Kaiser-Friedrich Straße 7, 55116 Mainz, Norbert.Demuth@lfu.rlp.de

Dietrich, Desiree, Dr., Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, desiree.dietrich@ufz.de

Disse, Markus, Prof. Dr.-Ing., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstraße 21, 80333 München, markus.disse@tum.de

Ebner von Eschebach, Anna-Dorothea, Dr.-Ing., Bundesanstalt für Gewässerkunde Referat M2, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, EbnerVonEschenbach@bafg.de

Einfalt, Thomas, Dr., hydro & meteo GmbH & Co. KG, Breite Straße 6 - 8, 23552 Lübeck, einfalt@hydrometeo.de

Eriş, Ebru, Assist. Prof. Dr., Ege University, Civil Eng. Dept., 35100 Bornova, Izmir, Türkei, ebru.eriş@ege.edu.tr

Fangmann, Anne, M.Sc., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstraße 9A, 30167 Hannover, fangmann@iww.uni-hannover.de

Fischer, Helmut, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, helmut.fischer@bafg.de

Fleck, Stefan, Dr., Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, stefan.fleck@nw-fva.de

Fleckenstein, Jan H., PD Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Hydrogeologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, jan.fleckenstein@ufz.de

Flörke, Martina, Dr., Universität Kassel, Center for Environmental System Research (CESR), Wilhelmshöher Allee 47, 34117 Kassel, floerke@usf.uni-kassel.de

Fohrer, Nicola, Prof. Dr., Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz - Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Olshausenstraße 75, D-24118 Kiel, nfohrer@hydrology.uni-kiel.de

Förster, Kristian, Dr.-Ing., alpS - Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck, foerster@alps-gmbh.com; Universität Innsbruck, Institut für Geographie, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, kristian.foerster@uibk.ac.at

Frerk, Inga, hydro & meteo GmbH & Co. KG, Breite Straße 6 - 8, 23552 Lübeck, i.frerck@hydrometeo.de

Fricke, Katharina, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, fricke@bafg.de

Fuchs, Stephan, Dr. Ing., Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Kaiserstraße 12, 76131 Karlsruhe, stephan.fuchs@kit.edu

Funke, Hans-Christoph, Dr, Bereichsleiter, Hydro Power & New Technologies, RWE Innogy GmbH, Gildehofstraße 1, 45127 Essen, hans-christoph.funke@rwe.com

Ganekind, Manfred, Dipl.Ing., Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik - Abteilung für Klimaforschung, Hohe Warte 38, 1190 Wien, m.ganekind@zamg.ac.at

Gerber, Stephan, Dr., Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bahnhofstraße 14, 01796 Pirna, stephan.gerber@ltv.sachsen.de

Gintz, Dorothea, Dr., Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, gintz@bafg.de

Glaser, Barbara, M.Sc., Luxembourg Institute of Science and Technology, Catchment and Eco-hydrology Research Group, 5 avenue des Hauts-Fourneaux, L-4362 Esch-sur-Alzette, barbara.glaser@list.lu

Gliege, Steffen, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, Steffen.Gliege@zalf.de

Goergen, Klaus, Dr., Institute for Advanced Simulation, Forschungszentrum Jülich GmbH, Wilhelm-Johnen-Straße, 52425 Jülich, k.goergen@fz-juelich.de.

Gönnert, Gabriele, Prof. Dr., Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer, Sachsenfeld 3-5, 20097 Hamburg, gabriele.goennert@lsbg.hamburg.de

Gräff, Thomas, Dr., Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Lehrstuhl für Hydrologie und Klimatologie, Karl-Liebknecht-Straße 24-25, 14476 Potsdam-Golm, graeff@uni-potsdam.de

Grottker, Matthias, Prof. Dr.-Ing., Fachhochschule Lübeck, Fachbereich Bauwesen, Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck, grottker@fh-luebeck.de

Guse, Björn, Dr., Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz - Abteilung, Hydrologie und Wasserwirtschaft, Olshausenstraße 75, D-24118 Kiel, bguse@hydrology.uni-kiel.de

Haag, Ingo, Dr.-Ing. Dipl.-Hyd., HYDRON GmbH, Haid-und-Neu-Straße 7, 76131 Karlsruhe, ingo.haag@hydron-gmbh.de

Haas, Marcelo B., M.Sc., Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz - Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Olshausenstraße 75, D-24118 Kiel, mhaas@hydrology.uni-kiel.de

Haberlandt, Uwe, Prof. Dr.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstraße 9A, 30167 Hannover, haberlandt@iww.uni-hannover.de

Hammer, Matthias, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, hammer@bafg.de

Hanzer, Florian, M.A., alpS - Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck; Universität Innsbruck, Institut für Geographie, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck

Hardenbicker, Paulin, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, hardenbicker@bafg.de

Härta, René, Dr., T-Systems Multimedia Solutions GmbH, Riesaer Straße 5, 01129 Dresden, Rene.Haerta@t-systems.com

Hatz, Marcus, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, hatz@bafg.de

Helmke, Peer, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, helmke@bafg.de.

Helms, Martin, Dr.-Ing., Karlsruher Institut für Technologie, Otto-Ammann-Platz 1, 76131 Karlsruhe, helms@kit.edu

Hesser, Fred, Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer, Sachsenfeld 3-5, 20097 Hamburg, fred.hesser@lsbg.hamburg.de

Hill, Stefan, Dr.-Ing., Landesamt für Umwelt, Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz, stefan.hill@lfu.rlp.de

Hinnenthal, Marie, Dipl.-Math., Universität der Bundeswehr München, Professur für Statistik, insbesondere Risikomanagement, Werner-Heisenberg-Weg 39, 85577 Neubiberg, marie.hinnenthal@unibw.de

Hoffmann, Tim G., Dr. rer. nat., biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Nebelring 15, 18246 Bützow, tim.hoffmann@institut-biota.de

Hofstätter, Michael, Mag., Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik - Abteilung für Klimaforschung, Hohe Warte 38, 1190 Wien, m.hofstaetter@zamg.ac.at

Hohenrainer, Jochen, Bundesanstalt für Gewässerkunde Referat M2, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Hohenrainer@bafg.de

Homann, Markus, Dipl.Geogr., Universität Augsburg - Institut für Geographie, Alter Postweg 118, 86159 Augsburg, markus.homann@geo.uni-augsburg.de

Huttenlau, Matthias, Dr., alpS - Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck

Huttner, Philipp, M.Sc., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstraße 21, 80333 München, philipp.huttner@tum.de

Ihringer, Jürgen, Dr.-Ing., Karlsruher Institut für Technologie, Otto-Ammann-Platz 1, 76131 Karlsruhe, juergen.ihringer@kit.edu; Institut für Wasser und Gewässerentwicklung - Bereich Hydrologie (IWG) am Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Kaiserstraße 12, 76131 Karlsruhe, ihringer@kit.edu

Ionita-Scholz, Monica, Dr., Alfred-Wegener-Institute, Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, Am Handelshafen 12, 27570 Bremerhaven, Monica.Ionita@awi.de

Jacobeit, Jucundus, Prof. Dr., Universität Augsburg - Institut für Geographie, Alter Postweg 118, 86159 Augsburg, jucundus.jacobeit@geo.uni-augsburg.de

Jenal, Alexander, Fraunhofer FHR - AMLS, Joseph-Rovan-Allee 2, 53424 Remagen, alexander.jenal@fhr.fraunhofer.de

Jensen, Jürgen, Prof. Dr.-Ing., Universität Siegen - Forschungsinstitut Wasser und Umwelt, Paul-Bonatz-Straße 9-11, 57076 Siegen, juergen.jensen@uni-siegen.de

Johst, Margret, Dr., Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, Hydrologie, Vorsorgender Hochwasserschutz, Kaiser-Friedrich Straße 7, 55116 Mainz, Margret.Johst@lfu.rlp.de

Jüpner, Robert, Prof. Dr., Technische Universität Kaiserslautern, Fachbereich Bauingenieurwesen, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Paul-Ehrlich-Straße 14, 67663 Kaiserslautern, robert.juepner@bauing.uni-kl.de

Kahl, Michaela, M.Eng., Hochschule Koblenz, Konrad-Zuse-Straße 1, 56075 Koblenz, mikahl@hs-koblenz.de

Kalettka, Thomas, Dr., Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, tkalettka@zalf.de

Katterfeld, Christiane, Dr., Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, christiane.katterfeld@ufz.de

Kerl, Florian, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung für Wasser, Boden und Wertstoffe, Zur Wetterwarte 3, 01109 Dresden, florian.kerl@smul.sachsen.de

Kittlaus, Steffen, Dipl. Geoökol., Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Kaiserstraße 12, 76131 Karlsruhe, steffen.kittlaus@kit.edu

Klauer, Bernd, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, bernd.klauer@ufz.de

Klaus, Julian, Dr., Luxembourg Institute of Science and Technology, Catchment and Ecohydrology Research Group, 5 avenue des Hauts-Fourneaux, L-4362 Esch-sur-Alzette, julian.klaus@list.lu

Klein, Bastian, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, klein@bafg.de

Kneer, Caspar, Fraunhofer FHR - AMLS, Joseph-Rovan-Allee 2, 53424 Remagen, caspar.kneer@fhr.fraunhofer.de

Knist, Sebastian, Meteorologisches Institut, Universität Bonn, Auf dem Hügel 20, 53121 Bonn, sknist@uni-bonn.de

Kohlhas, Eckhard, Dipl.-Geogr., Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Goldberger Straße 12, 18273 Güstrow, Eckhard.Kohlhas@lung.mv-regierung.de

König, Frauke, Dr., Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, frauke.koenig@bafg.de

Kozel, Ronald, Dr., Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Hydrologie, CH - 3003 Bern, ronald.kozel@bafu.admin.ch

Krahe, Peter, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, krahe@bafg.de

Kumar, Rohini, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Lexer, Annemarie, Mag., Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik - Abteilung für Klimaforschung, Hohe Warte 38, 1190 Wien, a.lexer@zamg.ac.at

Liebert, Joachim, Dipl.-Ing., Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) - Referat Hydrologie, Hochwasservorhersage, Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe, Joachim.Liebert@lubw.bwl.de

Linnenweber, Christoph, Dipl.-Ing., Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz, Christoph.Linnenweber@lfu.rlp.de

Lischeid, Gunnar, Prof. Dr. habil., Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, lischeid@zalf.de

Löcke, Alexander, Dipl.-Ing., Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Straße 100, 42289 Wuppertal, loe@wupperverband.de

Lorenz, Malte, Dr., Technische Universität Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, malte.lorenz@tu-bs.de

Machac, Jan, University of Economics, Prague, Churchill Sq. 1938/4, 130 67 Prag 3, Tschechien, machac@e-academia.eu

Mai, Juliane, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Malsy, Marcus, Universität Kassel, Center for Environmental System Research (CESR), Wilhelmshöher Allee 47, 34117 Kassel, malsy@usf.uni-kassel.de

Martínez-Carreras, Nuría, Dr., Luxembourg Institute of Science and Technology, Catchment and Eco-hydrology Research Group, 5 avenue des Hauts-Fourneaux, L-4362 Esch-sur-Alzette, nuria.martinez@list.lu

Marx, Andreas, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, klima@ufz.de

Meesenburg, Henning, Dr., Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, henning.meesenburg@nw-fva.de

Mehl, Dietmar, Dr. rer. nat. Dr. agr., biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Nebelring 15, 18246 Bützow, dietmar.mehl@institut-biota.de

Meißner, Dennis, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, meissner@bafg.de

Meißner, Ralph, Prof. Dr., Abteilung Bodenphysik, Lysimeterstation, Helmholtz-Zentrum, für Umweltforschung - UFZ, Falkenberg 55, 39615 Altmärkische Wische, ralph.meissner@ufz.de

Meon, Günter, Prof. Dr., Technische Universität Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, g.meon@tu-bs.de

Merz, Christoph, PD Dr., Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, merz@zalf.de

Messal, Hilmar, Dr., Abteilung für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, hilmar.messal@t-online.de

Metzkes, Christine, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung für Wasser, Boden und Wertstoffe, Zur Wetterwarte 3, 01109 Dresden, christine.metzkes@smul.sachsen.de

Meuser, Andreas, Dr., Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, Hydrologie, Vorsorgender Hochwasserschutz, Kaiser-Friedrich Straße 7, 55116 Mainz, Andreas.Meuser@lfu.rlp.de

Miegel, Konrad, Prof. Dr., Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur Hydrologie, Universitätsplatz 1, 18051 Rostock, konrad.miegel@uni-rostock.de

Mudersbach, Christoph, Prof. Dr.-Ing., Hochschule Bochum, Lennerhofstraße 140, 44801 Bochum, christoph.mudersbach@hs-bochum.de

Müller, André, M.Eng., Hochschule Koblenz, Konrad-Zuse-Straße 1, 56075 Koblenz, andremueller@hs-koblenz.de

Müller, Uwe, Dr.-Ing. habil., Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung für Wasser, Boden und Wertstoffe, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, uwe.mueller@smul.sachsen.de

Musolff, Andreas, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Hydrogeologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, andreas.musolff@ufz.de

Netzel, Fabian, M.Sc., Hochschule Bochum, Lennerhofstraße 140, 44801 Bochum, fabian.netzel@hs-bochum.de

Nilson, Enno, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, nilson@bafg.de

Oswald, Sascha, Prof. Dr., Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Lehrstuhl für Wasser- und Stofftransport in Landschaften, Karl-Liebknecht-Straße 24-25, 14476 Potsdam-Golm, sascha.oswald@uni-potsdam.de

Pfannerstill, Matthias, Dr., Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz - Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Olshausenstraße 75, D-24118 Kiel, mpfannerstill@hydrology.uni-kiel.de

Pfister, Laurent, Dr. habil., Luxembourg Institute of Science and Technology, Catchment and Eco-hydrology Research Group, 5 avenue des Hauts-Fourneaux, L-4362 Esch-sur-Alzette, laurent.pfister@list.lu

Philipp, Andreas, PD Dr., Universität Augsburg - Institut für Geographie, Alter Postweg 118, 86159 Augsburg, andreas.philipp@geo.uni-augsburg.de

Philipp, Andy, Dr., Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung für Wasser, Boden und Wertstoffe, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, andy.philipp@smul.sachsen.de

Pohl, Reinhard, Prof. Dr., TU Dresden, Institut für Wasserbau und technische Hydromechanik, 01062 Dresden, Reinhard.Pohl@TU-Dresden.DE

Preuß, Patrick, Dipl.-Ing., HYDRON GmbH, Haid-und-Neu-Straße 7, 76131 Karlsruhe, patrick.preuss@hydron-gmbh.de

Promny, Markus, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, promny@bafg.de

Quick, Ina, Dr., Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, quick@bafg.de

Rabiei, Ehsan, M.Sc., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstraße 9A, 30167 Hannover, rabiei@iww.uni-hannover.de

Rademacher, Silke, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, rademacher@bafg.de

Reder, Klara, Universität Kassel, Center for Environmental System Research (CESR), Wilhelmshöher Allee 47, 34117 Kassel, reder@usf.uni-kassel.de

Reid, Lucas, Dipl. Geoökol., Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Kaiserstraße 12, 76131 Karlsruhe, lucas.reid@kit.edu

Ritz, Stephanie, Dipl.-Biol., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, ritz@bafg.de

Rötz, Alexander, Universität Kassel Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel, a.roetz@uni-kassel.de

Rumbaur, Christian, Dr., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstraße 21, 80333 München, christian.rumbaur@tum.de

Salzmann, Thomas, Dr., Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur Hydrologie, Universitätsplatz 1, 18051 Rostock, thomas.salzmann@uni-rostock.de

Samaniego, Luis, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Schäfers, Barbara, Hansestadt Lübeck, Bereich Umwelt-, Natur- und Verbraucherschutz, Verwaltungszentrum Mühlentor, Kronsfordter Allee 2 - 6, 23560 Lübeck, Barbara.Schaefers@luebeck.de

Scheibel, Marc, Dipl.-Ing., Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Straße 100, 42289 Wuppertal, schei@wupperverband.de

Schlauß, Sebastian, Fachhochschule Lübeck, Fachbereich Bauwesen, Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck, sebastian.schlauss@fh-luebeck.de

Schneider, Claus Till, Referent Ökologie Wasserkraft, Hydro Power & New Technologies, RWE Innogy GmbH, Gildehofstraße 1, 45127 Essen, clautill.schneider@rwe.com

Schöber, Johannes, Dr., TIWAG-Tiroler Wasserkraft AG, Abteilung Wasserkraftplanung, Eduard-Wallnöfer-Platz 2, A-6020 Innsbruck

Schöl, Andreas, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, schoel@bafg.de

Schürch, Marc, Dr., Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Hydrologie, CH - 3003 Bern, marc.schuerch@bafu.admin.ch

Schütze, Niels, Prof. Dr., Institut für Hydrologie und Meteorologie Technische Universität Dresden, Bergstraße 66, 01069 Dresden, ns1@rcs.urz.tu-dresden.de

Schwab, Michael, M.Sc., Luxembourg Institute of Science and Technology, Catchment and Eco-hydrology Research Group, 5 avenue des Hauts-Fourneaux, L-4362 Esch-sur-Alzette, michael.schwab@list.lu

Selle, Benny, Prof. Dr., Beuth Hochschule für Technik Berlin, Fachbereich III (Bauingenieur- und Geoinformationswesen), Luxemburger Straße 10, 13353 Berlin, bselle@beuth-hochschule.de

Sigel, Katja, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, katja.sigel@ufz.de

Singer, Thomas, Institut für Hydrologie und Meteorologie Technische Universität Dresden, Bergstraße 66, 01069 Dresden, thomas.singer@tu-dresden.de

Sinreich, Michael, Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Hydrologie, CH - 3003 Bern, michael.sinreich@bafu.admin.ch

Stähli, Manfred, Dr., Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, manfred.staehli@wsl.ch

Steidl, Jörg, Dr., Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, jsteidl@zalf.de

Steinbrich, Andreas, Professur für Hydrologie an der Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Fahnenbergplatz, 79098 Freiburg, Steinbrich, andreas.steinbrich@hydrology.uni-freiburg.de

Stölzle, Michael, Dr. Hydrologie, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Universität Freiburg, Fahnenbergplatz, 79098 Freiburg i.Br., michael.stoelzle@hydro.uni-freiburg.de

Strasser, Ulrich, Prof. Dr., Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck; alpS - Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck

Sutmöller, Johannes, Dr., Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, johannes.sutmoeller@nw-fva.de

Theobald, Stephan, Prof. Dr.-Ing, Universität Kassel Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel, s.theobald@uni-kassel.de

Thober, Stephan, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Tittel, Jörg, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Seenforschung, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, joerg.tittel@ufz.de

Trauth, Nico, Dr.-Ing., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Hydrogeologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, nico.trauth@ufz.de

Völker, Jeanette, Dr., Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, jeanette.voelker@ufz.de

Vollmer, Stefan, Dr., Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, vollmer@bafg.de

Wagner, Michael, Dr., Institut für Hydrologie und Meteorologie Technische Universität Dresden, Bergstraße 66, 01069 Dresden, michael.wagner@tu-dresden.de

Walther, Marc, JProf. Dr., Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft, Professur für Schadstoffhydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ Leipzig, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, marc.walther@tu-dresden.de

Walther, Petra, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, petra.walther@smul.sachsen.de

Weber, Immanuel, Fraunhofer FHR - AMLS, Joseph-Rovan-Allee 2, 53424 Remagen, immanuel.weber@fhr.fraunhofer.de

Weiler, Markus, Prof. Dr., Professur für Hydrologie an der Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Fahnenbergplatz, 79098 Freiburg i.Br., markus.Weiler@hydrology.uni-freiburg.de

Westphal, Heiko, Dr., Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer, Sachsenfeld 3-5, 20097 Hamburg, heiko.westphal@lsbg.hamburg.de

Wittenberg, Hartmut, Prof. Dr.-Ing., Leuphana Universität Lüneburg, Oetzendorf 35, 29599 Weste, wittenberg@uni.leuphana.de

Wundrak, Peter, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Archivstraße 1, 01097 Dresden, peter.wundrak@smul.sachsen.de

Wyrwa, Jens, Dr.-Ing., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, wyrwa@bafg.de

Yu, Yang, M.Sc., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstraße 21, 80333 München, yang.yu@tum.de

Zappa, Massimiliano, Dr., Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, massimiliano.zappa@wsl.ch

Zeunert, Stephanie, Technische Universität Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, s.zeunert@tu-bs.de

Zink, Matthias, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Schriftenreihe Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Bisher erschienene Hefte

- Heft 01.02 Wechselwirkungen zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2002 am 20./21. März 2002 in Suderburg
Herausgeber: Hartmut Wittenberg und Matthias Schöniger
210 Seiten, 63 Abbildungen, Format A4
ISBN: 3-936514-22-4 vergriffen
- Heft 02.02 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung
Beiträge zum Seminar am 7./8. November 2002 in Koblenz
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
201 Seiten, 43 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-936514-26-7 vergriffen
Aktualisierte Neuauflage erschienen als Heft 02.03
Beiträge zum Seminar am 12./13. Juni 2003 in Weimar
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
200 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-58-3 vergriffen
- Heft 03.03 Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer
Beiträge zum Seminar am 12./13. Mai 2003 in Stein bei Nürnberg
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg
185 Seiten, 32 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-57-5 vergriffen
Aktualisierte Neuauflage erscheinen als Heft 03.05
Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg
185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-57-5 vergriffen
- Heft 04.03 Klima – Wasser – Flussgebietsmanagement – im Lichte der Flut
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2003 am 20./21. März 2003 in Freiburg i.Br.
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
Band1 Vorträge, 270 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4
Band 2 Poster, 194 Seiten 105 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-59-1 vergriffen
- Heft 05.04 Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2004 am 22./23. März 2004 in Potsdam
Herausgeber: Axel Bronstert, Annegret Thieken, Bruno Merz,
Michael Rode, Lucas Menzel
Band1 Vorträge, 221 Seiten, 88 Abbildungen, Format A4
Band 2 Poster, 315 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-937758-18-6 beide Bände zusammen 45 EUR
- Heft 06.04 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung
Neuauflage
Beiträge zum Seminar am 17./18. Juni 2004 in Münster
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
172 Seiten, 61 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-937758-19-4 vergriffen

Heft 07.04	<p>Niedrigwassermanagement Beiträge zum Seminar am 11./12.November 2004 in Koblenz Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Gero Koehler 172 Seiten, 82 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-47-X</p>	vergriffen
Heft 08.05	<p>Hochwasser-Gefahrenkarten Teil 1: Erarbeitung und Nutzung von Hochwassergefahrenkarten Beiträge zum Erfahrungsaustausch am 24. November 2004 in Erfurt Teil 2: Zonierungssystem und Risikomodellierung in der Versicherungswirtschaft Herausgeber: Hans-B. Kleeberg 140 Seiten, 34 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-48-8</p>	vergriffen
Heft 03.05	<p>Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund Aktualisierte Neuauflage von Heft 03.03 Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg 185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-924063-57-5</p>	vergriffen
Heft 09.05	<p>Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz Herausgeber: Hans-B. Kleeberg 159 Seiten, 44 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-67-4</p>	vergriffen
Heft 10.05	<p>Entscheidungsunterstützung in der Wasserwirtschaft – von der Theorie zum Anwendungsfall Beiträge zum Tag der Hydrologie 2005 am 22./23. März 2005 in Aachen Herausgeber: Heribert Nacken, Sabine Bartussek, Hani Sewilam 314 Seiten, 131 Abbildungen, 25 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-68-2</p>	42 EUR, CD 29 EUR
Heft 11.05	<p>Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte Beiträge zum Seminar am 2./3.Juni 2005 in Braunschweig Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon 200 Seiten, 75 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-80-1</p>	38 EUR, CD 29 EUR
Heft 12.05	<p>Akustische Doppler Geräte (ADCPs) in der Hydrometrie: Möglichkeiten und Perspektiven einer innovativen Technik Beiträge zum Seminar am 28./29. September 2005 in Koblenz Herausgeber: Matthias Adler und Hans-B. Kleeberg 172 Seiten, 120 Abbildungen, 8 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-90-9</p>	38 EUR, CD 29 EUR
Heft 13.05	<p>Abflussbildung – Prozessbeschreibung und Fallbeispiele Herausgeber: Axel Bronstert Monographie, 2005 148 Seiten, 81 Abbildungen, 12 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-91-7</p>	38 EUR, CD 29 EUR

- Heft 14.06 Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen
Aktualisierte Neuauflage
Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
205 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-30-4
ISBN-13: 978-3-939057-30-7 38 EUR, CD 29 EUR
- Heft 15.06 Risikomanagement extremer hydrologischer Ereignisse
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2006 am 22./23. März 2006
an der Universität der Bundeswehr München
Herausgeber: Markus Disse, Karin Guckenberger, Sabine Pakosch,
Alpaslan Yörük, Astrid Zimmermann
Band 1 Vorträge 1, 278 Seiten
Band 2 Vorträge 2, 338 Seiten beide Vortragsbände zusammen 50 EUR
Band 3 Poster, 280 Seiten Posterband zusätzlich/alleine 15 EUR
ISBN-10: 3 939057-31-2
ISBN-13: 978-3-939057-31-4
- Heft 16.06 Niederschlag-Abfluss-Modellierung
Beiträge zum Workshop am 10./11. April 2006 in Trier
Herausgeber: Markus Casper und Marcus Herbst
195 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-55-X
ISBN-13: 978-3-939057-55-0 45 EUR, CD 29 EUR
- Heft 17.06 Dezentraler Hochwasserschutz
Beiträge zum Seminar am 16./17. Oktober 2006 in Koblenz
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg
188 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-56-8
ISBN-13: 978-3-939057-56-7 45 EUR, CD 29 EUR
- Heft 18.06 Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte
Beiträge zum Seminar am 6./7. November 2006 in Stein bei Nürnberg
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg, Heribert Nacken
232 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-57-6
ISBN-13: 978-3-939057-57-4 45 EUR, CD 29 EUR
- Heft 19.07 Dezentraler Hochwasserschutz
Beiträge zum Seminar am 4./5. Juni 2007 in Leipzig
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg
196 Seiten, Format A4
ISBN-13: 978-3-940173-03-4 48 EUR, CD 29 EUR

Heft 20.07	<p>Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern Beiträge zum Tag der Hydrologie 2007 am 22./23. März 2007 an der Universität Rostock Herausgeber: Konrad Miegel, Ellen-Rose Trübger, Hans-B. Kleeberg Band 1 Vorträge, 276 Seiten Band 2 Poster, 17 Seiten ISBN: 978-3-940173-04-1</p>	<p>beide Bände zusammen 60 EUR, , CD 29 EUR</p>
Heft 21.07	<p>Verdunstung Beiträge zum Seminar am 10./11. Oktober 2007 in Potsdam Herausgeber: Konrad Miegel, Hans-B. Kleeberg 252 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-940173-05-8</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 22.07	<p>EU-Hochwasserrichtlinie Wohin geht die Reise beim Europäischen Hochwasserschutz Beiträge zum Seminar am 19./10. November 2007 in Koblenz Herausgeber: Heribert Nacken 126 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-940173-44-7</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 23.08	<p>Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung – Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden Beiträge zum Tag der Hydrologie 2008 am 27./28. März 2008 an der Leibniz Universität Hannover Herausgeber: Uwe Haberlandt, Bernd Riemeier, Max Billib, Hans-Reinhard Verworn, Hans-B. Kleeberg 300 Seiten, Format A4, mit Poster-CD ISBN: 978-3-940173-96-6</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 24.08	<p>Klimawandel – Was kann die Wasserwirtschaft tun? Beiträge zum Symposium am 24./25 Juni 2008 in Nürnberg Herausgeber: Hans-B. Kleeberg 256 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-940173-97-3</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 25.09	<p>EU-Hochwasserrichtlinie In drei Schritten zur Umsetzung Beiträge zum Seminar am 19. Februar 2009 in Magdeburg Herausgeber: Heribert Nacken 126 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941089-53-2</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 26.09	<p>Hydrologische Systeme im Wandel Beiträge zum Tag der Hydrologie 2009 am 26./27. März 2009 an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel Herausgeber: Nicola Fohrer, Britta Schmalz, Georg Hörmann, Katrin Bieger 196 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941089-54-9</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>

Heft 27.10	<p>Auen und Hochwasser Beiträge zum Internationalen Symposium am 10./11. Februar 2010 in Ingolstadt Herausgeber: Bernd Cyffka, Hans-B. Kleeberg 226 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941897-08-3</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 28.10	<p>Abflüsse aus extremen Niederschlägen Beiträge zum 2. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 14./15. September 2009 in Trier Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz 245 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941897-22-9</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 29.10	<p>Nachhaltige Wasserwirtschaft durch Integration von Hydrologie, Hydraulik, Gewässerschutz und Ökonomie Beiträge zum Tag der Hydrologie 2010 am 25./26. März 2010 an der Technischen Universität Braunschweig Herausgeber: Günter Meon 283Seiten, Format A4, mit Poster-CD ISBN: 978-3-941897-49-6</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 30.11	<p>Hydrologie & Wasserwirtschaft - von der Theorie zur Praxis Beiträge zum Tag der Hydrologie 2011 am 24./25. März 2011 an der Technischen Universität Wien Herausgeber: Günter Blöschl, Ralf Merz 394 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941897-79-3</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 31.12	<p>Wasser ohne Grenzen Beiträge zum Tag der Hydrologie 2012 am 22./23. März 2012 an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg Herausgeber: Markus Weiler 413 Seiten, Format A4, mit Poster-CD ISBN: 978-3-942964-38-8</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 32.13	<p>Wasserressourcen im globalen Wandel : Hydrologische Grundlagen - von der Messung zur Anwendung Beiträge zum Tag der Hydrologie 2013 am 4.-6. April 2013 an der Universität Bern Herausgeber: Rolf Weingartner, Bruno Schädler 199 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-942964-89-0</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 33.13	<p>Simulation hydrologischer Systeme – Wie nah kommen wir der Realität? Beiträge zum 3. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 17./18. September 2012 in Trier Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz 212 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-944328-02-7</p>	50 EUR, CD 29 EUR

- Heft 34.14 Wasser - Landschaft - Mensch in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2014 an der Katholischen Universität
Eichstätt-Ingolstadt
Herausgeber: Bernd Cyffka
274 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-944328-61-4 50 EUR, CD 29 EUR
- Heft 35.15 Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement
Prozesse | Methoden | Konzepte
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn
Herausgeber: Mariele Evers, Bernd Diekkrüger
389 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-229-2
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.35.15
- Heft 36.16 Räumliche Heterogenität - Erkennen, Abbilden, Validieren oder Ignorieren?
Beiträge zum 4. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 5. und 6. Oktober
2015 in Trier
Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz
144 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-306-0
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.36.16
- Heft 37.16 Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz, ausgerichtet von der
Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde
Herausgeber: Gabriele Wernecke, Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach,
Yvonne Strunck, Lothar Kirschbauer, André Müller
444 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-307-7
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.37.16

Mitglieder der Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften erhalten auf den Preis einen Nachlass von 20 %

Ab 2015 erschienene Hefte sind unter <http://www.fghw.de> verfügbar.